



GABRYELLA MOROSINI PEREIRA

**PROPOSTA DE PROCEDIMENTO PARA
AVALIAÇÃO DA AUTOSSUSTENTABILIDADE
EM PROJETOS DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL**

LAVRAS - MG

2011

GABRYELLA MOROSINI PEREIRA

**PROPOSTA DE PROCEDIMENTO PARA AVALIAÇÃO DA
AUTOSSUSTENTABILIDADE EM PROJETOS DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

Orientadora

Dra. Soraya Alvarenga Botelho

LAVRAS - MG

2011

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Pereira, Gabryella Morosini.

Proposta de procedimento para avaliação da
autossustentabilidade em projetos de restauração florestal /
Gabryella Morosini Pereira. – Lavras : UFLA, 2011.

100 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2011.

Orientador: Soraya Alvarenga Botelho.

Bibliografia.

1. Mata ciliar. 2. Indicadores. 3. Avaliação. I. Universidade
Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 634.9

GABRYELLA MOROSINI PEREIRA

**PROPOSTA DE PROCEDIMENTO PARA AVALIAÇÃO DA
AUTOSSUSTENTABILIDADE EM PROJETOS DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 5 de agosto de 2011.

Dra. Rosângela Alves Tristão Borém UFLA

Dr. José Márcio Rocha Faria UFLA

Dr. Renato Luiz Grisi Macedo (suplente) UFLA

Dra. Soraya Alvarenga Botelho

Orientadora

LAVRAS - MG

2011

*A Jasmim, por me fazer despertar e
perceber a beleza da vida lá fora, além
da acadêmica, e por mal chegar e se
deparar com tamanha ausência.*

*Ao Celso, por apoiar,
estimular, encorajar e compreender.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Celso,

Ana Cledia e Robson Cruzoé,

Celso , Zezé, Vitinho, Bárbara e Nayara,

Tatti e Regiane,

Felipe Cito,

José Luiz Pereira Rezende,

Soraya Alvarenga Botelho,

José Márcio Rocha Faria e Rosângela Alves Tristão Borém,

Universidade Federal de Lavras,

Departamento de Ciências Florestais,

FAPEMIG.

RESUMO

Foi proposto um procedimento para avaliar pontualmente a autossustentabilidade da vegetação implantada em projetos de restauração florestal na bacia hidrográfica do baixo rio Grande. O procedimento foi estruturado seguindo a hierarquia de princípios, critérios, indicadores e verificadores. Para estabelecer a importância relativa dos 22 verificadores propostos, e dessa forma determinar seus pesos, foi adotado o Método de Análise Hierárquica (MAH). Para a determinação dos intervalos de referência, foram adotadas nove áreas de referências, de doze estudos considerados mais pertinentes e que apresentaram critérios de inclusão semelhantes. Tendo como base estes intervalos, os verificadores foram classificados em níveis de conformidade: conforme, parcialmente conforme e não conforme, recebendo nota 1, 0,7 e 0, respectivamente. A nota final da vegetação foi obtida pela soma das notas dos verificadores, ponderada pelos pesos destes. A última etapa da avaliação dos reflorestamentos consistiu em categorizá-los em classes de autossustentabilidade. Foram adotadas três classes: autossustentável ou restaurada, em restauração e não restaurada. Para aplicar o procedimento proposto foram selecionados três reflorestamentos com quinze anos de implantação, analisados anteriormente e classificados com “em recuperação”, pelos autores do estudo. Observou-se que foi possível inferir sobre a autossustentabilidade da vegetação das áreas avaliadas, a partir da comparação destas com área de referência.

Palavras-chave: Restauração florestal. Mata ciliar. Autossustentabilidade. Indicadores. Bacia do rio Grande.

ABSTRACT

This study proposed a method for evaluate the self-sustainability of vegetation established in forest restoration projects in the river Grande basin. The proposed method is based on the hierarchy of principles, criteria, indicators and verifiers. To establish the relative importance of 22 verifiers proposed, and thus determine their weights, we adopted the Hierarchical Analysis Method (HAM). To determine the reference values were adopted nine areas of reference, in twelve studies that considered more relevant and had similar inclusion criteria. Based on these range values, the verifiers were categorized into levels of compliance: compliant, partially compliant and non-compliant, taking notes, 1, 0.7 and 0, respectively. The final score of the vegetation was obtained by adding the scores of verifiers, weighted by these weights. The last stage of the procedure was to categorize them into classes of self-sustainability. Were taken three classes: self-sustaining or restored, in restoration and not restored. To apply the proposed procedure were selected tree reforestation with fifteen years old, previously analyzed and classified as "in restoration". It was observed that it was possible to infer the self-sustainability of the vegetation of the areas assessed from the comparison of these with the reference area.

Keywords: Forest restoration. Riparian forest. Self-sustainability. Indicators. River Grande basin.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1	Estrutura conceitual hierárquica	15
2.2	Eixo vertical	16
2.3	Eixo horizontal	19
2.3.1	Estrutura	20
2.3.2	O funcionamento e os processos do ecossistema	22
2.3.3	A diversidade biológica e a estabilidade do ecossistema	22
2.3.4	Sucessão	26
2.4	Regeneração natural ou estrato regenerante	33
3	MATERIAL E MÉTODOS	34
3.1	Localização da região de aplicação da proposta	34
3.2	Caracterização das áreas avaliadas	34
3.3	Caracterização das áreas de referência	35
3.4	Estrutura do procedimento	39
3.5	Determinação dos verificadores	40
3.6	Ponderação dos verificadores	43
3.7	Intervalos de referência	47
3.8	Classes de autossustentabilidade	49
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
4.1.1	Ponderação dos verificadores	61
4.2	Intervalos de referência	66
4.3	Aplicação da proposta	77

5	CONCLUSÃO	81
	REFERÊNCIAS	82
	APÊNDICE A – Ficha de avaliação A15a	97
	APÊNDICE B – Ficha de avaliação A15b	99
	APÊNDICE C – Ficha de avaliação A15c.....	101

1 INTRODUÇÃO

Em todo mundo, o avanço da ciência e o desenvolvimento de novas teorias fizeram mudar os objetivos da restauração ecológica. Este processo também ocorreu no Brasil, onde a prática da restauração ecológica passou por alterações significativas, principalmente na última década (AMAZONAS, 2010).

O papel atribuído à restauração ecológica hoje difere muito da ideia de restauração que dava base aos projetos até recentemente. Para Rodrigues e Gandolfi (2000), a restauração ecológica se caracterizava como uma atividade sem vínculos estreitos com concepções teóricas, sendo executada normalmente como uma prática de plantio de mudas, com objetivos muito específicos, como controle da erosão, estabilização de taludes, melhoria visual, etc.

De fato, a recuperação de florestas tropicais como método científico é recente, datada do final da década de 1970 (NOGUEIRA, 1977 citado por BECHARA, 2006). Desde então, vem evoluindo no sentido de deixar de ser simplesmente a aplicação de um pacote de técnicas silviculturais, sem preocupar-se com o nível de resiliência da vegetação, para assumir a tarefa de reconstrução das complexas interações da comunidade e dos processos ecológicos necessários ao estabelecimento de florestas viáveis, respeitando suas características intrínsecas, de forma a garantir a perpetuação e a evolução da comunidade no espaço e no tempo (BRANCALION et al., 2010; RODRIGUES; GANDOLFI, 2000). Assim, os métodos atuais, que têm por objetivo a restauração ecológica, assumem como princípios norteadores a dinamização da sucessão secundária e o restabelecimento de processos ecológicos naturais e introduzem em suas bases teóricas e ecológicas os conceitos de diversidade de espécies e raridade, grupos ecológicos e interação planta-animal (KAGEYAMA; GANDARA, 2000; PADOVEZI, 2005). Todavia, mesmo que alicerçados em

princípios comuns, os projetos de restauração podem adotar abordagens distintas, influenciadas por diferentes pontos de vista.

Wright et al. (2009) afirmam que a ecologia da restauração sofre influência de diversos campos, como as ciências aplicadas (agronomia e engenharia), as ciências sociais (sociologia), as ciências da paisagem e da terra (arquitetura, pedologia e hidrologia), bem como por outros subcampos da ecologia, como a ecologia de populações e da paisagem. Essa diversidade de influências tem gerado diferentes abordagens e objetivos a projetos de restauração.

No Brasil, analisando-se as principais ações de restauração, ficam evidentes a diversidade e a falta de padronização dos métodos, que podem ser atribuídas justamente aos diferentes objetivos dos atores e, também, aos diferentes entendimentos de restauração (CASTANHO, 2009). Além da diversidade de métodos, também é evidente o grande número de iniciativas mal sucedidas ou de pouca efetividade, que refletem, principalmente, o sentimento de imediatismo quanto à obtenção dos resultados, a limitação de conhecimentos aplicados e específicos de restauração ecológica de florestas tropicais e a escassez de profissionais com capacitação nesse tema (BARTH, 1989 citado por NAPPO, 2002; BRANCALION et al., 2010).

Diante da ausência de padronização e qualidade, surgem questionamentos acerca da efetividade dos projetos e da eficácia das ações, e tais questionamentos fazem emergir a necessidade de avaliação das áreas restauradas, para verificar se as práticas adotadas de fato assistiram à recuperação (CASTANHO, 2009). Contudo, é importante incluir, nas ações e na temática da restauração, a dimensão econômica, que geralmente é ignorada (OLIVEIRA; ENGEL, 2011).

Grande parte dos estudos de avaliação de reflorestamentos com fins de restauração florestal adota métodos demorados e dispendiosos, com aplicação

quase que restrita ao âmbito científico, uma vez que o custo pode representar uma barreira significativa para a implantação de programas de restauração por parte dos executores e financiadores da atividade, de modo que mesmo métodos muito eficientes podem ser prontamente esquecidos e ou descartados, caso seus custos sejam excessivamente altos (BELLOTO et al., 2009).

Tal situação revela um novo desafio para a ecologia da restauração: fornecer, além do aparato conceitual, ferramentas práticas para a sua implementação, com tecnologias baratas e acessíveis (KAGEYAMA; GANDARA, 2000; MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010), visando aumentar a troca de informações entre a comunidade científica e profissionais de restauração (WRIGHT et al., 2009).

Neste cenário, e tendo em vista a exequibilidade financeira do método, o presente estudo foi realizado com o objetivo de propor um procedimento para avaliar pontualmente a autossustentabilidade da vegetação ciliar implantada em projetos de restauração florestal na bacia hidrográfica do baixo rio Grande. Assim, ele foi desenvolvido sob a hipótese de que, a partir de uma avaliação pontual da vegetação, com base na comparação com uma referência, pode-se inferir sobre a autossustentabilidade de determinada comunidade, entendendo por autossustentabilidade o estágio no qual a intervenção humana (no sentido de melhorar as condições para que o processo sucessional ocorra) não é mais necessária para a sua manutenção.

Assim, definiu-se como objetivo geral desenvolver um procedimento para avaliar pontualmente a autossustentabilidade da vegetação ciliar implantada em projetos de restauração florestal na bacia hidrográfica do baixo rio Grande. Os objetivos específicos foram: (a) identificar verificadores que reflitam a autossustentabilidade da vegetação; (b) ponderar os verificadores propostos em função de sua importância na determinação da autossustentabilidade da vegetação; (c) determinar intervalos de referência para verificadores propostos, a

partir do levantamento de dados de florestas tomadas como referência e (d) validar o procedimento proposto, por meio da aplicação do método em áreas previamente classificadas quanto à autossustentabilidade.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Existe, hoje, grande discussão acerca do conceito dos termos empregados nos processos de reparação de ecossistemas florestais degradados ou perturbados. Por isso acredita-se que este deva ser o primeiro assunto abordado nesta seção.

A maior divergência é observada principalmente no uso dos termos recuperação e restauração. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável - IBAMA (1990) considera recuperação o retorno do sítio degradado a uma forma de utilização de acordo com um plano pré-estabelecido de uso do solo. Assim, a recuperação não garantiria que os processos ecológicos seriam restabelecidos e muito menos que haveria sustentabilidade nas áreas recuperadas (VIANI, 2005). Além disso, observa-se que não há obrigatoriedade de recuperar o ambiente original, o que difere do conceito adotado por Brasil (2003), que demonstra preocupação com a condição anterior (ANTEZANA, 2008). Para Brasil (2003), recuperação consiste em auxiliar ou acelerar ao máximo a sucessão vegetal, atingindo pelo menos estágios iniciais ou chegando o mais próximo possível de seu estado original. Em alguns casos, torna-se necessária a recuperação de outros elementos do ambiente original, como solo e cursos d'água.

Já o termo restauração, segundo Society for Ecological Restoration International - SER (2004), refere-se a uma atividade deliberada, que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema com respeito à sua saúde, integridade e sustentabilidade. A restauração procura retornar um ecossistema à sua trajetória

histórica. Para tanto, as condições históricas são o ponto de partida ideal para planejar a restauração, apesar de ser difícil ou impossível de se determinar com exatidão.

Neste mesmo sentido, para Parker e Pickett (1997), a prática da restauração deve promover o reestabelecimento dos processos ecológicos que garantem a funcionalidade do ecossistema, levando em consideração os aspectos históricos locais e o contexto espacial.

Alguns pesquisadores defendem que o emprego do termo restauração deve ser feito com cautela, uma vez que estes acreditam ser o seu conceito utópico. Estes autores relacionam o conceito de restauração à reparação ou restituição de um estado anterior. Entretanto, o uso deste termo, nas mais diversas áreas, tem evoluído e vem perdendo o cunho idealista de retorno à situação anterior à perturbação. Atualmente, é frequente a adoção do conceito de restauração como qualquer intervenção voltada a dar novamente eficiência a um produto da atividade humana (BRANDI, 2004).

Engel e Parrota (2003) entendem que a restauração é a ciência, a prática e a arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos.

Neste trabalho, quando se emprega o termo restauração, deseja-se que se entenda como a atividade que tem como meta em longo prazo recriar um ecossistema autossustentável, estável e resiliente, regulado totalmente por processos naturais e com estrutura mais próxima possível das comunidades naturais (VIANI, 2005).

2.1 Estrutura conceitual hierárquica

No processo de avaliação¹ existem muitos aspectos importantes a serem considerados, entre os quais se destacam três elementos principais: validade, confiabilidade e estabilidade. Quando se fala em validade, busca-se garantir que os instrumentos adotados meçam exatamente o que se pretende avaliar; a confiabilidade refere-se à qualidade da informação coletada e, por fim, a estabilidade enfatiza a necessidade de adotar procedimentos únicos no momento da avaliação, de forma que os resultados não variem com o avaliador, com o modo como é efetuada a avaliação ou com o instrumento utilizado (COHEN; FRANCO, 1994).

Tendo em mente estes elementos fundamentais para o processo de avaliação, adotou-se, neste estudo, uma estrutura conceitual hierarquizada, comumente utilizada em estudos em florestas manejadas, visando facilitar o desenvolvimento de um sistema que permita a avaliação da sustentabilidade das áreas em processo de restauração (SIQUEIRA, 2002).

Acreditando-se que esta estrutura conceitual é bastante consistente para o planejamento de projetos de avaliação de sustentabilidade (SIQUEIRA, 2002), procurou-se estruturar a avaliação nessa forma hierárquica de Princípios, Critérios, Indicadores e Verificadores (C&I²).

¹ Avaliação é o processo sistemático de análise de uma atividade, fatos ou coisas que permite compreender, de forma contextualizada, todas as suas dimensões e implicações, com vistas a estimular seu aperfeiçoamento (BELLONI; MAGALHÃES; SOUZA, 2003).

² A sigla C&I literalmente significa Critérios e Indicadores, mas, na prática, é usada como uma abreviatura para toda a hierarquia de Princípios, Critérios, Indicadores e Verificadores (RITCHIE et al., 2001).

Conforme modelo proposto por Centro Internacional para Pesquisa Florestal - CIFOR (1999), o conjunto de C&I descrito neste estudo foi organizado em dois “eixos” principais, que são:

- a) o eixo “vertical” refere-se à estrutura hierárquica de princípios, critérios, indicadores e verificadores;
- b) o eixo “horizontal” divide os C&I em dois aspectos principais da comunidade florestal: estrutura e processos.

2.2 Eixo vertical

Em linhas gerais, os princípios podem ser entendidos como metas a serem alcançadas e, junto com os critérios, apontam “o quê” está sendo analisado, enquanto os indicadores e verificadores indicam “se” e “até que ponto” a meta foi atendida (GOMES, 2000).

Siqueira (2002) entende *princípio* como lei ou regra geral como base de raciocínio ou guia de ação, enquanto CIFOR (1999) assume que é uma verdade ou lei fundamental tomada como base do raciocínio ou ação. Os princípios fornecem a justificativa para os critérios, indicadores e verificadores.

O *critério* é um princípio ou padrão pelo qual alguma coisa é julgada. Portanto, um critério pode ser entendido como um princípio de “segunda ordem” que acrescenta significado e operacionalidade a um princípio, sem que, por si próprio, constitua uma medida direta de desempenho. Os critérios são os pontos intermediários aos quais a informação fornecida pelos indicadores pode ser integrada e nos quais uma avaliação interpretável se cristaliza. Os princípios, por sua vez, formam o ponto final de integração. Além de considerar os critérios como princípios de segunda ordem, também se deve considerá-los como reflexões do conhecimento (CIFOR, 1999).

Indicador é qualquer variável que pode ser medida com relação a um critério (CIFOR, 1999; SIQUEIRA, 2002). Os indicadores devem transmitir uma “única mensagem significativa”. Essa “mensagem significativa” é denominada informação e representa um agregado de um ou mais elementos de dados com certas relações estabelecidas.

Algumas definições colocam um indicador como uma variável que está relacionada hipoteticamente com outra variável estudada, que não pode ser diretamente observada (PONGE; CHEVALIER, 2006). O Instituto Brasileiro de Geografia e estatística - IBGE (2004) conceitua indicadores como ferramentas constituídas por uma ou mais variáveis que, associadas por meio de diversas formas, revelam significados mais amplos sobre os fenômenos a que se referem.

Por sua vez, os verificadores podem ser entendidos como dados ou informações que aumentam a especificidade ou a confiabilidade de um indicador (GOMES, 2000).

De acordo com CIFOR (1999), os verificadores surgiram da necessidade de um detalhamento mais específico que indiquem ou reflitam uma condição adequada.

O quarto nível de especificidade (os verificadores) proporciona detalhes que indicariam ou refletiriam uma condição desejada de um indicador. Os verificadores acrescentam ao indicador significado e precisão. Eles podem definir os limites de uma zona hipotética, a partir da qual a recuperação pode ainda ser efetuada (princípio de desempenho/meta) com segurança. Por outro lado, os verificadores também podem ser definidos como procedimentos necessários para determinar a satisfação das condições exigidas no indicador envolvido (meios de verificação).

Os conceitos e a forma em que comumente se expressam os C&I são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 Características de princípios, critérios, indicadores e verificadores

C&I	Conceito	São usualmente expressos como
Princípio	Princípios são afirmações de primeira ordem – “verdades fundamentais” ou “leis”. Eles se referem a uma função da floresta ou a um aspecto relevante do sistema social que interage com ela, e formam os “abrigos” sob os quais todos os critérios, indicadores e verificadores se encaixam.	afirmações de ideais.
Critério	Padrões pelos quais nosso progresso para satisfazer os princípios pode ser julgado. Os critérios definem o estado ou as condições particulares da floresta ou da comunidade, as quais esperamos encontrar se o princípio em que ele se apoia estiver de acordo.	um estado ou condição na qual um aspecto da floresta ou região deveria estar, ou como um processo que precisa existir.
Indicador	São componentes ou variáveis da floresta que implicam ou “indicam” o estado ou condições requeridas por um critério.	algo específico que pode ser avaliado em relação aos critérios.
Verificador	São dados ou informações necessárias para avaliar um indicador. Eles definem os detalhes específicos que mostram como um indicador é satisfeito.	as informações necessárias a serem coletadas.

Fonte: adaptado de Ritchie et al. (2001)

C&I fornecem um meio de reunir os conhecimentos nesses quatro níveis de hierarquia, de maneira compreensiva, coerente e consistente, que admite verificação. Por serem capazes de criar ligações claras, C&I podem ajudar a organizar o conhecimento local e científico de tal forma que podem ser usados como uma "forma de verificação da saúde" da floresta (RITCHIE et al., 2001).

Esta estrutura tem como objetivo criar ligações fortes entre os ideais de primeira ordem (Princípios) e os “sinais” (Critérios e Indicadores) até os pequenos fragmentos de informação na base (Verificadores), de tal forma que a representação criada seja significativa e coerente. Esse esquema fornece uma

estrutura coerente e consistente para alcançar, a cada nível, o objetivo da restauração florestal (RITCHIE et al., 2001).

2.3 Eixo horizontal

Segundo SER (2004), nove atributos caracterizam um ecossistema restaurado e a avaliação destes pode responder aos questionamentos acerca do sucesso da restauração e da autossustentabilidade de ecossistemas florestais. Assim, um ecossistema restaurado deve ter os seguintes atributos:

- a) o ecossistema restaurado contém um conjunto característico de espécies que ocorrem no ecossistema de referência, fornecendo uma estrutura apropriada de comunidade;
- b) o ecossistema restaurado consiste de espécies nativas até o máximo grau possível;
- c) todos os grupos funcionais necessários para o desenvolvimento contínuo e ou para a estabilidade do ecossistema restaurado encontram-se representados ou, caso não estejam presentes, os grupos ausentes têm potencial para colonizar o ambiente por meios naturais;
- d) o ambiente físico do ecossistema restaurado tem a capacidade de suportar as populações reprodutivas das espécies necessárias para a sua estabilidade contínua ou desenvolvimento ao longo da trajetória desejada;
- e) o ecossistema restaurado aparentemente funciona de modo normal, de acordo com seu estado ecológico de desenvolvimento, não existindo sinais de disfunção;
- f) o ecossistema restaurado foi integrado adequadamente com a matriz ecológica ou a paisagem, com a qual interage através de fluxos e intercâmbios abióticos e bióticos;

g) as ameaças potenciais à saúde e à integridade do ecossistema restaurado foram eliminadas ou reduzidas ao máximo possível;

h) o ecossistema restaurado é suficientemente resiliente para suportar os eventos periódicos normais de estresse que ocorrem no ambiente local e que servem para manter a integridade do ecossistema;

i) o ecossistema restaurado é autossustentável, ao mesmo grau que seu ecossistema de referência e tem o potencial para persistir indefinidamente sob as condições ambientais existentes.

Embora a mensuração desses atributos possa fornecer uma avaliação excelente do sucesso da restauração, poucos estudos têm recursos financeiros para monitorar todos esses atributos. Além disso, as estimativas de muitos atributos, muitas vezes, exigem estudos detalhados de longo prazo (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005).

Estes autores afirmam, ainda, que vários estudos têm sugerido que a avaliação do sucesso da restauração de um ecossistema pode ser feita tendo como base apenas a análise de características da vegetação, como estrutura e diversidade, visto que a recuperação da fauna e de processos ecológicos, por exemplo, segue a restauração da estrutura da vegetação.

Entretanto, dentre os inúmeros atributos que a vegetação apresenta, somente parte deles pode ser utilizada em uma análise (ESPIRITO-SANTO, 2003) e a avaliação destes atributos passíveis de análise pode ser tomada para determinar se a restauração do ecossistema em questão foi efetiva (AMAZONAS, 2010).

2.3.1 Estrutura

Diferentes abordagens podem ser adotadas quando da formulação do projeto de restauração florestal. Conforme Wright et al. (2009), de forma geral,

elas podem ser agrupadas em abordagem de ecossistema e abordagem de comunidade. Na abordagem de ecossistema assume-se a hipótese de que, criado um modelo de hábitat que restaura processos do ecossistema, a maioria ou todas as espécies colonizarão a área por conta própria, em um processo de automontagem da vegetação. Na abordagem de comunidade, por sua vez, parte-se do pressuposto de que o funcionamento será restabelecido se a comunidade for restaurada, enfatizando a importância da estrutura na restauração, colocando-a como base ou pré-requisito para o restabelecimento do funcionamento do ecossistema.

Assim, na abordagem de comunidade, é dada prioridade à restauração dos componentes bióticos do ecossistema, especialmente da comunidade arbórea.

Neste trabalho adotou-se como base conceitual tal abordagem. Dessa forma, analisou-se apenas o componente arbóreo do ecossistema florestal.

A estrutura da comunidade vegetal significa a fisionomia ou arquitetura da vegetação com respeito à sua densidade e estratificação horizontal, dentre outros aspectos (SER, 2004).

O uso de parâmetros estruturais como indicadores de recuperação já vem sendo avaliado por alguns autores, conforme verificou Ferreira (2009). A maioria dos trabalhos analisa a restauração por meio de parâmetros estruturais da comunidade vegetal, como riqueza, altura, diâmetro, densidade, frequência e área basal (SIQUEIRA, 2002). Este uso justifica-se, em parte, pela estreita ligação da estrutura com a evolução da vegetação em fases sucessionais (BUDOWSKI, 1965).

Segundo Scolforo e Mello (2006), uma comunidade florestal sofre constantes mudanças em sua estrutura. Assim, os resultados das análises estruturais, principalmente a estrutura horizontal, permitem fazer deduções sobre tendências do futuro desenvolvimento da floresta (MELO, M., 2004).

2.3.2 O funcionamento e os processos do ecossistema

Alguns ecólogos da restauração limitam o uso do termo “funções do ecossistema” àqueles atributos dinâmicos que mais diretamente afetam o metabolismo, principalmente a captura e a transformação de energia, nutrientes e umidade. Os exemplos são: a fixação do carbono pela fotossíntese, as interações tróficas, a decomposição e a ciclagem dos nutrientes minerais. Quando as funções dos ecossistemas são definidas rigorosamente desta maneira, os outros atributos são diferenciados como “processos do ecossistema”, tais como a estabilização do substrato, o controle microclimático, a diferenciação de hábitat para espécies especializadas, a polinização e a dispersão de sementes. O funcionamento numa escala espacial maior se concebe, de modo geral, usando-se termos mais amplos, como a retenção de nutrientes e umidade a longo prazo e a sustentabilidade integral do ecossistema (SER, 2004).

2.3.3 A diversidade biológica e a estabilidade do ecossistema

À primeira vista, o conceito é muito simples (PURVIS; HECTOR, 2000), entretanto, apesar de diversidade ser aparentemente um conceito ecológico intuitivo, não há, ainda, uma definição consensual para seu significado (RICOTTA, 2005).

De acordo com Primack e Rodrigues (2001), o termo diversidade biológica tem diferentes significados para diferentes pessoas. Para Melo (2008), diversidade e biodiversidade são palavras que são utilizadas para expressar tantos significados que se tornaram genéricas e superficiais. Segundo o autor, já não se consegue interpretar a palavra isoladamente, sem fornecer informações adicionais para que o interlocutor saiba o que de fato se quer expressar.

O Fundo Mundial para a Natureza (1989 citado por PRIMACK; RODRIGUES, 2001) define biodiversidade como “a riqueza de vida na Terra, os milhões de plantas, animais e micro-organismos, os genes que eles contêm e os intrincados ecossistemas que eles ajudam a construir no meio ambiente”. Da mesma forma, Purvis e Hector (2000) entendem diversidade como a soma de todas as variações bióticas, dos genes aos ecossistemas.

Independente do conceito adotado, ou da ênfase dada a um de seus aspectos - riqueza, abundância de espécies ou variabilidade genética da população (ALMEIDA; EL-HANI, 2006) -, a diversidade era vista como um mero resultado da atuação de fatores extrínsecos bióticos, como, por exemplo, a competição e a predação, e abióticos na comunidade, tais como disponibilidade de recursos e condições para a sobrevivência das espécies e regime de distúrbio, entre outros. No entanto, nos últimos anos, a biodiversidade passou a ser considerada uma variável independente, exercendo papel importante na regulação dos processos ecológicos que regem o funcionamento dos ecossistemas (LANARI; COUTINHO, 2010) (Figura 1).

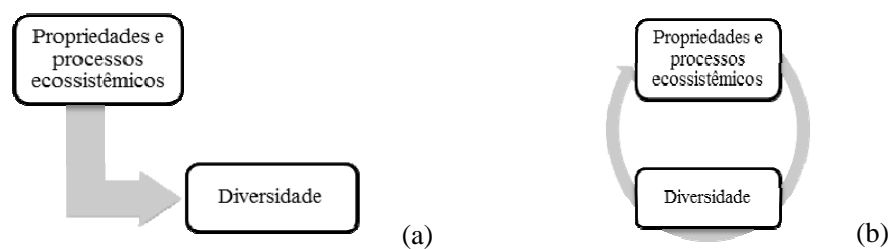


Figura 1 Mudança na percepção da função da diversidade no ambiente. Visão da diversidade como resultado de fatores extrínsecos do ambiente (a) e a diversidade atuando como um fator independente, que influencia propriedades e processos ecossistêmicos (b)

Fonte: adaptado de Gamfeldt e Hillerbrand (2008)

Nesta abordagem mais atual, a diversidade direciona os processos que ocorrem nas comunidades (FREITAS, 2011). Assim, florestas pobres em

espécies, sejam elas naturais ou restauradas, apresentam baixa diversidade funcional e, dessa forma, são menos capazes de reter biodiversidade e prestar uma gama maior de serviços ambientais (BRANCALION et al., 2010).

As atividades de restauração não são normalmente realizadas com o objetivo de restaurar um único serviço do ecossistema. Pelo contrário, existe um entendimento implícito de que "saudáveis" são os ecossistemas que prestam um grande número de serviços e que restauração pode servir para aumentar vários serviços dos ecossistemas. Essa demanda mais forte por múltiplos serviços ecossistêmicos a partir da restauração pode ser mais um argumento a favor da incorporação de maior biodiversidade em restaurações ecológicas (WRIGHT et al., 2009).

Apesar de antiga, ainda é corrente na literatura a discussão sobre a importância da diversidade na estabilidade e na manutenção dos ecossistemas (JONER, 2008) e essa discussão tem sido um tema de ecologia para mais de meio século (WRIGHT et al., 2009).

Almeida e El-Hani (2006) avaliaram artigos referentes ao papel funcional da biodiversidade, de 1983 a 2003, e observaram que grande parte dos artigos experimentais fornecia evidências a favor de uma relação fortemente positiva entre a biodiversidade e os processos ecossistêmicos.

Giller e O'Donovan (2002) afirmam que evidências científicas continuam a mostrar que, de forma geral, a biodiversidade tem influência sobre os processos do ecossistema e que a redução da biodiversidade tem efeito negativo sobre as funções do ecossistema.

De acordo com Marimon-Junior (2007), estes autores sintetizaram as principais hipóteses acerca da relação entre biodiversidade e função do ecossistema (Quadro 2).

Quadro 2 Hipóteses sobre a relação entre biodiversidade e função do ecossistema

Hipótese nula	Sugere que não há relação como um todo entre diversidade e função do ecossistema.
---------------	---

Hipótese rebite	As espécies desenvolvem um papel na função do ecossistema, sendo que todas têm um efeito igual e aditivo em tal função. Consequentemente, todas as espécies são igualmente importantes.
Hipótese modificada rebite	Prevê que como os recursos são finitos, em algum ponto as relações saturam-se. Consequentemente, a curva de influência da diversidade de espécies na função do ecossistema mostra-se assintótica.
Hipótese da espécie redundante ou hipótese da redundância	Prevê forte relação entre biodiversidade e função. No ponto de saturação, as espécies podem ser perdidas sem efeito significativo na função do ecossistema. Ou seja, nem todas as espécies são importantes, sendo algumas redundantes. Isso implica em que determinadas espécies podem compensar a perda de outras dentro de um grupo funcional. Assim, somente a perda de um grupo funcional inteiro poderia acarretar prejuízos ao ecossistema.
Hipótese das espécies-Chave	Assegura que as espécies-chave, por definição, não são redundantes. Estas são definidas como espécies cujos efeitos na comunidade ou ecossistema são muito maiores do que os esperados com base na abundância. Como as interações fortes são menores em número do que as interações fracas, a biodiversidade, por si, pode não ser crítica na função, mas sim a presença ou alta do estoque de espécies.
Hipótese uniqueness	Quando uma espécie é perdida, uma função particular do ecossistema também é amplamente eliminada. Esta hipótese é mais aceita entre os engenheiros ambientais.
Hipótese da idiosincrasia	Alterando-se o número de espécies, ocorre algum tipo de alteração nos processos do ecossistema, mas sem um padrão evidente. Consequentemente, o papel da biodiversidade é imprevisível e caótico.
Hipótese do rebite inversa	Um aumento na biodiversidade leva a um decréscimo proporcional na função do ecossistema. Como exemplo, pode ser citado o efeito da vegetação no rendimento de absorção de água pelas raízes.
Hipótese da curva do declínio gradual parabólico	Descreve uma relação pela qual um incremento na biodiversidade gradualmente reduz alguns processos do ecossistema. Por exemplo, o aumento da diversidade de microrganismos reduz a quantidade total de matéria orgânica no solo.

Fonte: adaptado de Marimon-Junior (2007)

De acordo com Wright et al. (2009), várias opiniões mostram o forte suporte teórico para a hipótese de estabilidade-diversidade e McCann (2000)

afirma que a diversidade tende a estar correlacionada positivamente com a estabilidade do ecossistema.

McCann (2000) acredita que a diversidade contribui para a estabilidade do ecossistema de duas formas: um acréscimo da diversidade pode aumentar a oferta de espécies com capacidade de responder diferentemente aos distúrbios e ou aumentar a probabilidade de surgirem espécies com funções semelhantes (redundância funcional) que amortizariam os efeitos das perturbações.

Brancalion et al. (2010) argumentam que, caso se tenha conhecimento científico consistente sobre processos envolvidos na reconstrução das florestas que permitissem identificar se existe e quem são as poucas espécies facilitadoras que promovessem, através da sucessão secundária, o acúmulo gradual e garantido da biodiversidade em diferentes condições de degradação, poderia ser revista a necessidade de um número mínimo de espécies a serem adotadas inicialmente em alguns casos. Enquanto isso não ocorre, a responsabilidade de cada um de nós é buscar o máximo de diversidade possível no processo de restauração para ampliar as chances de se estabelecerem florestas biologicamente viáveis.

A restauração de ecossistemas degradados deve visar, portanto, ao restabelecimento de processos ecológicos (funções do ecossistema) e ao aumento na diversidade de organismos (estrutura) a partir da aceleração da sucessão secundária, conferindo a esses sistemas implantados maior estabilidade (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010).

Nesse contexto, a diversidade biológica não é apenas variável-chave para a obtenção de florestas viáveis e que são naturalmente ricas em espécies (i.e. florestas biodiversas), mas representa, também, alvo importante das próprias ações de restauração (BRANCALION et al., 2010).

2.3.4 Sucessão

O decurso esperado da restauração florestal baseia-se em teorias e estudos dos processos que ocorrem naturalmente em florestas nativas. O estudo e o entendimento da sucessão florestal, tanto em florestas naturais como em áreas antropizadas, estimulam os mais diversos autores a tentar compreender a dinâmica das florestas tropicais e mostrar caminhos importantes para a aplicação na restauração (DAMASCENO, 2005).

A busca por um conceito para sucessão remonta a séculos atrás e ainda hoje gera divergência e diferentes pontos de vista. As primeiras teorias sobre sucessão ecológica foram propostas no final do século XVIII, a partir do desenvolvimento de estudos sobre dinâmica da vegetação (CASTANHO, 2009).

Nas duas primeiras décadas do século XX, o conceito de sucessão vegetal foi largamente desenvolvido. Embora alguns botânicos tenham dado importantes contribuições para apontar a sucessão como um conceito e documentado muitos exemplos de aparentes sequências sucessionais, foi Clements (1904, 1916) que ofereceu uma teoria de sucessão vegetal compreensível (GLENN-LEWIN et al., 1992).

A proposta de causas da sucessão de Clements era tão satisfatória para a maioria dos ecologistas que dominou o campo na primeira metade do século XX (CONNELL; SLATYER, 1977).

Clements (1916 citado por NAPPO, 2002) propôs uma teoria, que assumia que as comunidades pioneiras são as que primeiramente colonizam um ambiente, via sucessão vegetal como um processo altamente ordenado e previsível. Concebia a comunidade vegetal como um superorganismo cujos membros (indivíduos, populações e comunidades) estavam fortemente unidos e tinham uma relação que se assemelhava à que existe entre células, tecidos e órgãos (BEGON; HARPER; TWONSEND, 1996).

Segundo a teoria de Clements, a partir de diferentes tipos de substratos e distúrbios, por exemplo, as comunidades vegetais tenderiam a convergir, através

da sucessão, em direção a uma vegetação clímax, com características definidas unicamente pelo clima regional. A comunidade clímax seria inteiramente controlada pelo clima, sendo a composição de espécies na vegetação caracterizada pela zona climática (OLIVEIRA; SILVA-JUNIOR, 2011), não podendo existir senão um único clímax em cada região (MATTHES, 1992).

Os dois primeiros críticos da teoria sucessional de Clements foram Arthur Tansley e Henry Gleason. Apesar de utilizar amplamente as ideias de Clements, Tansley discordava da ideia de que a mudança na vegetação teria que necessariamente convergir para o mesmo tipo de clímax (FREIRE, 2010). Ele argumentava que fatores locais, como o tipo de rocha e a posição topográfica, poderiam resultar em tipos de clímax diferentes a partir da associação com clima regional. Já Gleason contestava a afirmação de Clements de que as comunidades vegetais são entidades orgânicas altamente integradas. Ele via as comunidades como resultado casual de sobreposições das distribuições de espécies com tolerâncias ambientais semelhantes e enfatizava a importância da aleatoriedade dos processos sucessionais (GLENN-LEWIN et al., 1992).

Por fim, Whittaker (1953 citado por GLENN-LEWIN et al., 1992) fundiu os pontos de vista de Gleason e Tansley para descrever a vegetação clímax como uma variação contínua por meio de uma variação contínua da paisagem.

Na década de 1960, Ramon Margalef e Eugene Odum tentaram reunir observações diferentes de fenômenos sucessionais em unificar as teorias de sucessão. Suas visões foram amplamente repetidas nos livros didáticos, mesmo que não totalmente aceitas por muitos pesquisadores (GLENN-LEWIN et al., 1992).

Margalef (1958, 1963, 1968 citado por GLENN-LEWIN et al., 1992) aplicou a teoria da informação em sistemas ecológicos como uma estratégia para explicar os padrões universais de mudança sucessional. Apesar da tênue

ligação entre os canais de informação e complexidade estrutural, a ideia de Margalef atraiu ecologistas que procuram uma explicação universal pós-clementsiana para a sucessão.

Margalef (1963 citado por GLENN-LEWIN et al., 1992) apontou que a sucessão representava incrementos de informação em um ecossistema, ou seja, a sucessão parte de ecossistemas mais simples para mais complexos, com um maior número de níveis tróficos e maior diversidade de espécies e formas de vida. Este autor sugeriu, ainda, que a composição de espécies pioneiras na comunidade é determinada pela chance de chegada durante o período inicial de colonização, quando a competição ainda é baixa. De forma similar, Odum (1969 citado por OLIVEIRA; SILVA-JUNIOR, 2011) acrescentou que o processo de sucessão converge para um sistema com máxima biomassa e diversidade.

Margalef (1963) e Odum (1969) retomaram a visão mais integrada, ou holística, na ecologia, reforçando a ideia de Clements sobre superorganismo, sendo por isso descrita por Miles (1979) como neoclementsiana. Ambos teorizam que as mudanças sucessionais são resultado, principalmente, das relações e interações dentro da comunidade, de forma que as influências externas são relegadas a papéis menores ou são consideradas constantes (GLENN-LEWIN et al., 1992).

Emerge, então, o paradigma do equilíbrio que está baseado nas ideias de que os sistemas ecológicos seriam fechados, autorreguladores, tenderiam a um único ponto de equilíbrio e, portanto, atingiriam uma única comunidade clímax. O processo sucessional seria ordenado e previsível e qualquer perturbação que pudesse afetar os sistemas naturais seriam eventos excepcionais. Dessa forma, os seres humanos foram excluídos do sistema (PICKETT; OSTFELD, 1995).

No início dos anos de 1970, ecologistas reconheceram a inadequação da teoria sucessional de Clements e da síntese Margalef-Odum. Numa crítica a essa

visão holística³ de sucessão em que o ecossistema é tido como um só organismo, diversos autores propõem uma visão mais individualista e reducionista⁴, na qual se enfatiza a importância dos atributos individuais dos organismos na formação dos padrões de sucessão (SHUGART, 1984 citado por SILVA, 2002).

A partir das ideias de Gleason, surge uma filosofia opositora denominada de reducionista. Segundo Gleason, o processo de sucessão aconteceria ao acaso, resultando em formações não ordenadas, e a comunidade é considerada como um conjunto de populações independentes em seus processos.

Seguindo esta linha de raciocínio, os estudos das comunidades vegetais buscaram compreender as causas de mudanças na vegetação e assumiram um paradigma de não equilíbrio frente às condições do ambiente (GLENN-LEWIN et al., 1992).

De acordo com Castanho (2009), o paradigma contemporâneo, também chamado de paradigma do não equilíbrio, para contradizer os paradigmas clássicos, enfatiza os processos em detrimento da busca por um estado final, aceita os sistemas como abertos e ressalta a importância de localizar o sistema em relação ao seu entorno, com o qual são trocados organismos e nutrientes. Ressalta a multiplicidade de mecanismos reguladores (BATISTA, 2002), rejeita a existência de pontos de equilíbrio na natureza e enfatiza que a sucessão raramente é determinística, sendo afetada por diversos fatores. Assim, aceita o

³ Visão segundo a qual todas as entidades físicas e biológicas formam um único sistema interagente unificado e que qualquer sistema completo é maior que a soma das partes componentes, ou, estratégia de pesquisa que procura encontrar o menor número possível de princípios que expliquem propriedades do todo (WATANABE, 1997).

⁴ Visão de que todo fenômeno complexo pode ser explicado reduzindo-se a termos os mais simples possíveis, e que todo fenômeno biológico pode ser explicado por leis físicas e químicas simples, ou estratégia de pesquisa que procura descrever fenômenos em termos de uma série de pistas isoladas, acopladas por ligações causais (WATANABE, 1997).

distúrbio como componente comum dos sistemas ecológicos (PICKETT; OSTFELD, 1995).

A partir dessas diferenças de visão (holística x individualista), vários conceitos foram sendo criticados e alterados. Atualmente, a maioria dos ecologistas concorda com a existência de comunidades de plantas e que elas se repetem no espaço. Suas visões, geralmente, ficam entre o extremo das visões de Clements e Gleason (KENT; COKER, 1992 citados por NAPPO, 2002). Entretanto, Shugart (1984 citado por SILVA, 2002) observa que, na atualidade, a escola individualista, provavelmente, domina a visão de sucessão.

Assim, nos dias atuais, a sucessão ecológica pode ser entendida como o acréscimo ou substituição sequencial de espécies em uma comunidade, acompanhada por alterações na abundância das espécies anteriormente presentes e nas condições ambientais locais (OLIVEIRA, 1997), ou seja, padrão de mudanças na composição de espécies de uma comunidade, como consequência de substituições estocásticas de uma planta por outra (HORN, 1974). Guariguata e Ostertag (2001) referem-se à sucessão como o conjunto de mudanças de características estruturais e funcionais da floresta.

Ecologistas diferenciam dois tipos de sucessão: primária e secundária. A sucessão primária começa em um substrato não habitado por organismos, sem matéria orgânica enquanto na sucessão secundária, as mudanças na composição de espécies acontecem em sítios após algum distúrbio que tenha removido a vegetação existente (SOLOMON; BERG; MARTIN, 2004).

Glenn-Lewin et al. (1992) e Guariguata e Ostertag (2001) entendem a sucessão como o retorno da vegetação lenhosa após corte raso da floresta, enquanto para Gomes-Pompa (1971 citado por KAGEYAMA; CASTRO, 1989; MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010) esta pode ser entendida como o processo pelo qual as florestas se autorrenovam através da cicatrização de locais perturbados que ocorrem a cada momento em diferentes pontos da mata.

A restauração ecológica faz uso de técnicas que desencadeiam e ou aceleram a sucessão secundária. Entretanto, a evolução da comunidade ocorre de forma lenta e é caracterizada por um aumento do número de espécies e da complexidade do ecossistema (RODRIGUES, 1995).

O uso de princípios teóricos da sucessão vegetal, em ecossistemas degradados, constitui importante ferramenta para sua reabilitação, pois se está utilizando os próprios mecanismos da natureza local, induzindo o surgimento de novos estágios sucessionais (VALCARCEL; SILVA, 2006).

A compreensão da dinâmica dos processos que ocorrem ao longo do tempo em florestas inequiâneas é um grande desafio (NAPPO, 2002) e a teoria sucessional é fundamental para o entendimento, tanto da dinâmica de comunidades naturais quanto daquelas que foram antropizadas (BECHARA, 2006).

A respeito da ordem e da velocidade de restauração das características da floresta madura existem poucas generalizações e muitas contradições.

Para compreender o processo de sucessão, uma ferramenta muito importante é a fitossociologia, que é definida por Nappo, Gomes e Chaves (2001) como o estudo da comunidade vegetal que objetiva esclarecer aspectos relacionados à sua estruturação espacial e às relações mantidas entre indivíduos da própria comunidade com indivíduos da comunidade animal e com o meio abiótico. Os estudos fitossociológicos fornecem, como resultado, uma radiografia da comunidade vegetal, permitindo visualizar, entre outras características da mesma, a importância social de cada espécie dentro da comunidade. Assim, quando da avaliação de áreas restauradas, caso a sucessão esteja ocorrendo de forma natural na área, pode-se concluir que o projeto está dentro da trajetória esperada, uma vez que a intervenção externa não é mais necessária para que ela ocorra (SIQUEIRA, 2002).

2.4 Regeneração natural ou estrato regenerante

Por regeneração natural entende-se o conjunto de indivíduos de espécies arbóreas em estágio inicial de desenvolvimento em uma floresta, abrangendo desde mudas recém-germinadas até árvores juvenis (POGGIANI; OLIVEIRA; CUNHA, 1996).

Finol (1971 citado por SARTORI, 2001) define a regeneração natural como sendo todos os descendentes de plantas arbóreas que se encontram entre 0,10 m de altura até o limite de diâmetro estabelecido no levantamento estrutural.

A regeneração natural é a mantenedora dos processos de sucessão, uma vez que é a responsável pela reposição dos indivíduos na estrutura do povoamento (NAPPO, 2002), permitindo a manutenção da diversidade de espécies e da estrutura original da floresta (LEÃO, 2000), além de constituir o estoque genético da vegetação, pronto para a substituição de outros indivíduos à medida que o ambiente propicia o seu recrutamento para a classe de tamanho imediatamente superior (GARCIA, 2009).

Dessa forma, a caracterização qualitativa e quantitativa da regeneração natural é de extrema importância, uma vez que do seu manejo depende a floresta futura.

Em reflorestamentos, a avaliação da regeneração natural aponta diretamente se plântulas de espécies nativas do plantio e do entorno estão colonizando as áreas em restauração e, portanto, indica se os processos relacionados com a biologia floral e reprodutiva da comunidade implantada estão sendo restabelecidos na área restaurada (BELLOTTO et al., 2009).

De forma geral, espécies arbóreas que possuem representantes no componente regenerante apresentam maiores chance de continuarem presentes e influenciando a estrutura da floresta (WEDY, 2007).

Grubb (1977) acredita que o estrato regenerante seja determinante na manutenção da riqueza de espécies da floresta, sendo a base para sobrevivência e desenvolvimento do ecossistema florestas. Logo, seu estudo possibilita o conhecimento da relação entre as espécies e da quantidade destas na formação do estoque da floresta, bem como suas dimensões e distribuição na comunidade vegetal, oferecendo dados que permitem previsões sobre o comportamento e o desenvolvimento da floresta no futuro (DAMASCENO, 2005).

3 MATERIAL E MÉTODOS

O procedimento proposto presta-se a avaliar a autossustentabilidade de plantios localizados às margens do rio Grande e seus tributários, especificamente na região do baixo rio Grande.

3.1 Localização da região de aplicação da proposta

A bacia do rio Grande abrange parte dos estados de Minas Gerais e São Paulo. A bacia hidrográfica do baixo rio Grande, por sua vez, situa-se na mesorregião noroeste deste e sul-sudoeste daquele estado, conhecida como Triângulo Mineiro.

3.2 Caracterização das áreas avaliadas

Desde 1990, a Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG) vem reflorestando áreas abrangidas por seus reservatórios, a partir de convênio com a Universidade Federal de Lavras e parceria com os proprietários rurais. Os plantios foram realizados majoritariamente em quincênio, com base nos

princípios da sucessão secundária, utilizando espécies pioneiras e clímax. Das 87 áreas ciliares reflorestadas (488,5 ha) às margens do reservatório da usina hidroelétrica de Volta Grande (FERREIRA, 2009; REIS, 2008), foram selecionadas três localizadas nos municípios de Miguelópolis, SP e Água Comprida, MG.

Nestes, o clima caracteriza-se como Cwa, de acordo com a classificação de Köppen (1948), com precipitação média anual de 1.550 mm (CENTRO DE PREVISÃO DO TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS - CPTEC, 2006).

Os plantios considerados foram denominados por Ferreira (2009) de A15a, A15b e A15c. Na época do levantamento dos dados, apresentavam 15 anos de idade. Suas áreas não excedem 3 ha e a largura média da faixa de plantio é de cerca de 23 m. A distância entre o plantio e um fragmento de floresta natural mais próximo variou de zero, para A15a, adjacente ao fragmento, e 1.170m, para A15b (Quadro 3).

Quadro 3 Caracterização das áreas de estudo

Área de estudo	A15a	A15b	A15c
Área (ha)	2,70	1,79	2,29
Largura média (m)	23,3	20,6	25,0
Distância do fragmento mais próximo (m)	0	1170	210
Entorno	Culturas anuais	Pastagem	Pastagem

Fonte: Ferreira (2009)

3.3 Caracterização das áreas de referência

Na definição da referência do estrato arbóreo, foram adotadas seis áreas de Floresta Estacional Semidecidual, Aluvial ou não, descritas por oito estudos, cujas caracterizações são apresentadas a seguir (Quadro 4), de acordo com o que foi disponibilizado pelos autores.

Quadro 4 Caracterização das áreas de referência para o estrato arbóreo

Fazenda Boa Vista (AZEVEDO; RANGA, 2009)	
Localização	Palestina, SP.
Fazenda Sucupira-Caçú (DIAS-NETO, 2009)	
Localização	Uberaba, MG.
Vegetação	O fragmento é constituído por uma área contínua de 70 ha e caracterizado por um gradiente de Cerradão, Floresta Semidecidual e mata de galeria. Apresenta poucos indícios de perturbação antrópica, demonstrando sinais nítidos de constituir-se de vegetação primária.
Entorno	Pastagem, plantações de soja, fragmentos de cerradão.
Estação Ecológica Paulo de Faria (REZENDE, 2005; STRANGHETTI, 1996)	
Localização	Paulo de Faria, SP.
Vegetação	<p>A área de floresta encontra-se em altitude que varia de 400 a 495 m e constitui um dos últimos remanescentes de floresta que, anteriormente, cobria o interior paulista.</p> <p><i>Estação de coleta 1</i> – a floresta tem fisionomia densa com árvores altas, cujos indivíduos emergentes atingem a altura de 30 m. Abaixo deste ocorre outro estrato, no qual as árvores alcançam cerca de 25 m de altura. O terceiro estrato apresenta árvores com uma altura média aproximada de 12 m. Por último, ocorre o estrato herbáceo-arbustivo com predomínio de Euphorbiaceae.</p> <p><i>Estação de coleta 2</i> – possui um espaçamento maior entre as árvores, dando uma descontinuidade ao dossel. As árvores emergentes alcançam altura superior a 25 m. Abaixo das emergentes ocorre um estrato arbóreo no qual os indivíduos mais altos alcançam cerca de 20 m de altura. Abaixo deste ocorrem árvores com uma altura média de 8 metros. Neste trecho da mata observam-se clareiras, provavelmente, resultantes de um desmatamento sofrido há cerca de 10 anos, predominando lianas, principalmente da família Bignoniaceae, indicando que a mata está sofrendo um processo sucessional, caracterizado pela presença de muitos indivíduos de espécies pioneiras.</p> <p><i>Estação de coleta 3</i> – localizada próxima ao rio Grande, apresenta uma fisionomia mais adensada, com um dossel contínuo. As árvores emergentes alcançam alturas superiores a 30 m. O estrato regenerante é denso, composto, principalmente, pelos indivíduos jovens das espécies emergentes.</p>
Entorno	Pastagens, pequenos fragmentos (menores 2 ha).

Quadro 4, continua

Estação Ecológica do Panga (SCHIAVINI, 1992)	
Localização	Uberlândia-MG.
Vegetação	<p>Até onde se pode apurar, a Estação Ecológica do Panga sempre foi uma área conservada com a vegetação nativa, sendo utilizada, em alguns trechos, como pastagem natural em alguns locais. Em sua área podem-se encontrar representantes dos mais diversos tipos fitofisionômicos. A altura média das matas de galeria é de 20 m, apresentando uma densa cobertura (próximo a 100%), o que condiciona a quase inexistência de um estrato herbáceo-graminoso, encontrando-se, no sub-bosque, muitos indivíduos jovens das espécies que ocupam o estrato superior. É comum, também, devido às condições métricas de umidade, a presença de epífitas, pteridófitas, briófitas e fungos, além de muitos cipós e lianas.</p> <p><i>Área 1</i> – este trecho de mata de galeria é limitado de um lado pelo rio Panga e do outro por uma faixa de Campo Úmido, ao longo de toda sua borda, apresentando uma mudança brusca na fisionomia da vegetação. Esta área apresenta características mais típicas de mata de galeria, com dique, meio e borda bem diferenciados, tanto na florística quanto nos parâmetros ambientais, como grau de umidade na superfície do solo.</p> <p><i>Área 2</i> – neste trecho, a borda da mata é limitada por um Campo Sujo, também com transição evidente entre as duas formas de vegetação. Foram encontradas espécies que não são exclusivas da mata de galeria, principalmente na borda que apresenta fisionomia semelhante à do Cerradão. Esta área representa uma mata mesófila, com interface de Cerradão na borda, e apresenta maior heterogeneidade ambiental e maior diversidade florística.</p>
Fazenda Experimental do Glória (SILVA, 2006)	
Localização	Uberlândia, MG.
Vegetação	A área estudada está inserida em uma floresta de 30 ha, adjacente a uma floresta de galeria situada às margens do córrego do Glória.
Entorno	Lavouras e pastagens.

Quadro 4, conclusão

UHE Amador Aguiar (RODRIGUES, 2007; RODRIGUES et al., 2010)	
Localização	Uberlândia, MG.
Vegetação	O trecho de floresta ciliar escolhido para o estudo é um dos últimos remanescentes de vegetação ciliar ainda encontrado no rio Araguari, devido à grande concentração de barramentos para aproveitamento hidrelétrico. A vegetação apresenta variações fisionômicas entre trechos bem conservados e com diferentes graus de perturbação, com afloramentos de rochas e ravinas de drenagem natural em vários locais. Apesar do nível de conservação relatado acima, trata-se da melhor representação restante da floresta ciliar original. A formação florestal apresenta largura variável, de pouco mais de 20 m a menos de 5 m, em diferentes locais.
Entorno	A maior parte da floresta tem em seu entorno vegetação em diferentes graus de regeneração natural, ocupada principalmente pelas espécies <i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão e <i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana e por pastagens com <i>Brachiaria</i> sp.

Para o estrato regenerante, foram obtidos apenas quatro estudos referentes a duas áreas (Quadro 5).

Quadro 5 Caracterização das áreas de referência para o estrato regenerante

Mata do Paraíso (GARCIA, 2009; SILVA-JUNIOR, 2002)	
Localização	Viçosa, MG
Vegetação	Área 1 - não sofre perturbação antrópica desde 1996, no entanto, devido aos distúrbios no passado, apresenta floresta secundária composta por vários estádios sucessionais. Área 2 – encontra-se em bom estado de conservação, destacando-se na região por apresentar o maior valor de área basal por hectare e tendo sido considerado um trecho primitivo de Floresta Estacional Semidecidual.
Entorno	Lavoura, pastagem e fragmentos em diferentes estádios de conservação.

Quadro 6, conclusão

Mata do Paraíso (PEZZOPANE, 2001)	
Localização	Viçosa, MG
Vegetação	Não há exploração de madeira na área há, aproximadamente, 35 anos. Atualmente, a área engloba uma floresta secundária residual, apresentando diversos estádios serais, uma vez que, no passado, sofreu intervenção de diferentes níveis, variando entre exploração seletiva de madeira até o corte raso para estabelecimento da cultura cafeeira e pastagem. Foram identificados dez sítios distintos, em função de características fisiográficas, notadamente exposição e declividade.
Entorno	Lavoura, pastagem e fragmentos em diferentes estádios de conservação.
Parque Municipal do Sabiá (SALLES; SCHIAVINI, 2007)	
Localização	Perímetro urbano de Uberlândia, MG.
Vegetação	A vegetação esteve sujeita a longo histórico de perturbação antrópica. A presença de espécies tardias de grande porte no estrato adulto, sem a correspondência de abundância no estrato regenerativo, sugere que as perturbações atingem diretamente o estrato inferior.
Entorno	Ocupação antrópica.

3.4 Estrutura do procedimento

De acordo com SER (2004), existem três estratégias para conduzir uma avaliação: comparação direta, análise de atributos e análise da trajetória. No presente estudo adotou-se a comparação direta que consiste na determinação e mensuração de parâmetros selecionados da área de referência e dos sítios de restauração. Este método baseia-se na comparação entre uma situação observada e uma situação ideal e a coleta de dados e evidências sobre a situação deve ser guiada por roteiros pré-estabelecidos (NERI, 2007).

Elaborou-se um procedimento inspirado na metodologia utilizada em monitoramentos de florestas nas quais é aplicado manejo sustentável, por organizações relacionadas à certificação florestal. Tal procedimento foi

estruturado seguindo a hierarquia de princípios, critérios, indicadores e verificadores e teve seu conteúdo organizado a partir de revisão bibliográfica e reflexão acerca dos processos envolvidos na restauração ecológica, sustentada pela discussão presente no referencial teórico.

3.5 Determinação dos verificadores

Dos verificadores propostos, uma parte refere-se à porcentagem de determinado grupo funcional em relação ao total de indivíduos ou espécies encontrado, outra pode ser obtida pela média aritmética de alguma variável biométrica mensurada. Há, também, aqueles que são obtidos por meio de expressões matemáticas (Quadro 6).

Os grupos funcionais são conjuntos formados pela reunião de espécies que desempenham o mesmo papel ou papéis semelhantes em uma determinada comunidade, por utilizar o mesmo recurso ou possuírem outra característica comum (VALE, 2008). Para Joner (2008), são grupos de plantas que afetam de modo similar o ambiente ou que apresentam uma resposta similar às variações de fatores ambientais.

Este agrupamento revela alguns aspectos da funcionalidade do sistema cuja visualização a partir da análise individual das espécies é difícil. Além disso, a importância da análise da comunidade a partir de grupos funcionais se revela também pelo fato de que para diversos aspectos do desempenho do ecossistema, a diversidade de tipos funcionais é mais importante do que a diversidade de espécies (VALE, 2008).

O primeiro grupo funcional adotado aqui se refere à síndrome de dispersão das espécies, visto que o processo de dispersão é de suma importância tanto para a estrutura da comunidade, quanto para a manutenção da diversidade, dos processos regenerativos e das funções ecossistêmicas, de forma que não

somente a fauna depende da flora para sua alimentação, como a flora necessita dos serviços animais para sua persistência no ambiente (VALE, 2008).

Quadro 7 Verificadores propostos obtidos por expressões matemáticas e as expressões que os definem

Verificador	Expressão matemática
Densidade total	$D = \frac{N}{A}$
Área basal	$G = \frac{\sum_{i=1}^N g_i}{A}$
	$g_i = \frac{\pi \times DAP_i^2}{40000}$
Índice de Shannon	$H^i = - \sum_{i=1}^S (p_i \times \ln p_i)$
	$p_i = n_i / N$
Índice de Pielou	$J^i = \frac{H^i}{H^i_{máx}}$
	$H^i_{máx} = \ln S$
Índice de Sorensen	$IS_{Sor} = \frac{2c}{2c + a + b} \times 100$

em que N : número total de indivíduos na comunidade; A : área total da comunidade; g_i : área seccional do indivíduo i ; a : número de espécies exclusivas no levantamento a; b : número de espécies exclusivas no levantamento b; c : número de espécies presentes em ambos os levantamentos

Para o agrupamento das espécies de acordo com sua síndrome de dispersão adotou-se a classificação de Pijl (1982), que as reúne em três grupos básicos: anemocóricas, zoocóricas e autocóricas.

O segundo grupo funcional compreende as categorias sucessionais determinadas de acordo com o grupo ecológico ou guilda de regeneração das espécies (OLIVEIRA-FILHO, 1994). Esses grupos sucessionais apresentam

exigências e características biológicas diferenciadas (BRANCALION et al., 2009). São muitos os sistemas de classificação com este intuito. Aqui, contudo, optou-se por separar as espécies em dois grupos abrangentes: pioneiras e clímax. O grupo das espécies pioneiras, ou heliófilas, necessita de níveis maiores de radiação solar para germinação e crescimento de suas plântulas que, em floresta fechada, só é obtido com a abertura de clareiras. As espécies do grupo clímax são consideradas tolerantes ao sombreamento inicial e denominadas de ombrófilas, podendo germinar e se desenvolver sob dossel fechado com reduzida radiação solar (FELFILI et al., 1999).

A justificativa para se adotar este sistema, que considera duas categorias maiores de espécies, reside no fato de que nem sempre existem limites naturais e claros entre os grupos. Segundo Oliveira-Filho (1994), o sistema de Swaine e Whitmore (1988) é o que está mais próximo das visões modernas de dinâmica de florestas tropicais.

Os grupos funcionais nos quais as espécies se ajustam foram determinados mediante consulta bibliográfica. Antes de iniciar a consulta, as listas florísticas dos trabalhos consultados foram revisadas quanto à grafia dos nomes das espécies e à validade destes. Também se verificou a sinonímia botânica no banco de dados nomenclatural do *Missouri Botanical Garden* (MISSOURI BOTANICAL GARDEN - MOBOT, 2005). As espécies foram classificadas conforme o sistema da Angiosperm Phylogeny Group - APG (2003).

Na análise da similaridade florística entre as áreas, foram considerados apenas táxons com identificação de espécie, sendo excluídos os apresentados com identificação apenas de gênero ou família botânica e as espécies de identificação incerta (indicadas por cf. ou aff.) foram incluídas como de fato pertencentes ao referido táxon.

3.6 Ponderação dos verificadores

Um dos itens mais discutidos na formulação de indicadores diz respeito aos pesos dados a cada um dos indicadores de sustentabilidade (RABELO; LIMA, 2007). Segundo Martins e Oliveira (2005), uma das questões cruciais que ainda se colocam para os pesquisadores diz respeito à ponderação dos componentes, que se traduz na decisão sobre o que tem mais ou menos importância na determinação da sustentabilidade.

Para estabelecer a importância relativa de cada verificador na indicação da autossustentabilidade dos plantios e, dessa forma, determinar os pesos dos verificadores, foi adotado o Método de Análise Hierárquica (MAH), desenvolvido por Saaty (1977).

Este método tem como objetivo facilitar a incorporação de considerações qualitativas e subjetivas dentro de fatores quantitativos para o processo de tomada de decisão (SILVA; CABRERA; TEIXEIRA, 2006), aumentando a objetividade e reduzindo a subjetividade (ROMERO, 2006), por meio da comparação paritária de elementos organizados em uma estrutura hierárquica. Esta estrutura surge da decomposição de um problema complexo em níveis de importância compostos por elementos específicos (SILVA; CABRERA; TEIXEIRA, 2006).

De acordo com Saaty (1990), neste método quebra-se uma situação complexa, não estruturada, em suas partes componentes; arrumam-se estas partes, ou variáveis, em ordem hierárquica; designam-se valores numéricos a julgamentos subjetivos para determinar que variáveis têm as mais altas prioridades.

O primeiro passo para a aplicação deste método é a construção da estrutura de decisão hierárquica, que consiste, basicamente, de três níveis, conforme observa-se na Figura 2.

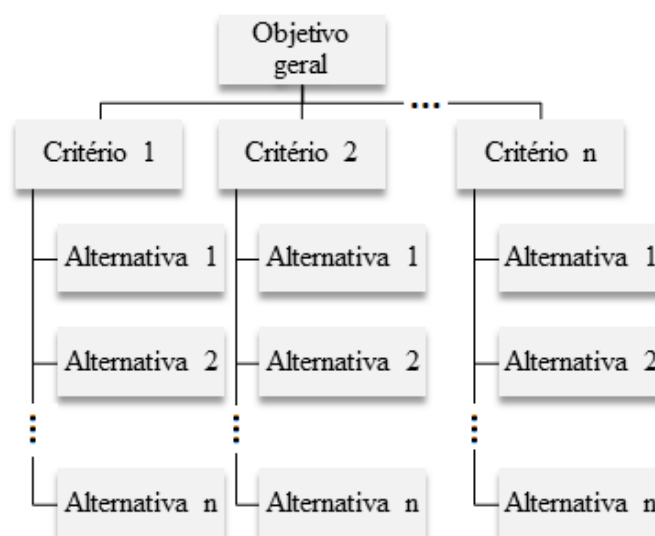


Figura 2 Estruturação dos elementos (objetivo, critério e alternativas) em níveis hierárquicos

No primeiro nível encontra-se o objetivo geral que é uma declaração sobre o estado desejado do sistema em questão (DUCKSTEIN; PARENT, 1994 citados por ROMERO, 2006). Em seguida, têm-se os atributos ou critérios que são fatores que influenciam o objetivo geral, cada um com diferente relevância (WOLFF, 2008). Conforme Romero (2006), o termo atributo refere-se a características, fatores, qualidades, índices de desenvolvimento ou parâmetros de alternativas que regem o processo decisório. Um atributo propicia um meio para a avaliação do nível de entendimento para um objetivo, podendo ser definido como um aspecto mensurável de julgamento. Por fim, no terceiro nível, as alternativas, são as ações possíveis (WOLFF, 2008).

Depois de arranjar os elementos nesta composição, é possível obter a matriz de julgamento, também denominada de matriz de preferência ou matriz de comparação, na qual se realizam comparações entre de pares de elementos

para cada nível de hierarquia. Assim, a comparação de n elementos gera uma matriz quadrada recíproca positiva $n \times n$ (Figura 3), na qual os elementos a_{ij} são definidos pelas seguintes regras: (1) se $a_{ij} = a$, então $a_{ji} = 1/a$; (2) se x_i é julgado como de igual importância relativa a x_j , então $a_{ij} = 1$.

C1	x_1	x_2	...	x_n
x_1	1	a_{12}	...	a_{1n}
x_2	a_{21}	1	...	a_{2n}
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
x_n	a_{n1}	a_{n2}	...	1

Figura 3 Formato geral de uma matriz de julgamento

Para a formação desta matriz são realizados julgamentos de cada fator de um nível em relação à sua importância no nível superior. Por convenção, a matriz é sempre preenchida comparando-se a característica que aparece na coluna à esquerda em relação à característica que aparece na linha superior (ROMERO, 2006). Galves (2003) sugere a ordenação dos fatores em ordem de importância, avaliando-se, em seguida, apenas o grau de intensidade de um fator sobre os subsequentes.

Por estas comparações, as prioridades calculadas pelo método empregado capturam tanto medidas subjetivas quanto objetivas e acabam por revelar a intensidade do domínio de uma variável sobre a outra (ALMEIDA et al., 2010).

A comparação consiste em atribuir valores conforme o grau de importância relativa do elemento, sob o enfoque do nível imediatamente

superior, a partir da escala predefinida por Saaty (1991), apresentada no Quadro 7.

Quadro 8 Definição e explicação dos valores dados aos elementos na comparação paritária quanto ao grau de importância (SAATY, 1991)

Grau de importância	Definição	Explicação
1	Igual importância	Os dois fatores contribuem igualmente para o objetivo
3	Fraca importância de uma sobre a outra	Um fator é ligeiramente mais importante que o outro
5	Essencial ou forte importância	Um fator é fortemente mais importante que o outro
7	Importância demonstrada	Um fator é fortemente mais importante que o outro e sua maior dominância é demonstrada na prática
9	Importância absoluta	A evidência que diferencia os fatores é da maior ordem possível.
2, 4, 6, 8	Valores intermediários entre dois julgamentos sucessivos.	Quando se procura uma condição de compromisso entre duas definições

Fonte: Saaty (1991)

Preenchida a tabela pode-se, então, obter o autovetor da matriz, que corresponde à média de cada alternativa. O autovetor deve ser normalizado, de forma que a soma de seus elementos seja igual a um, dividindo-se os elementos de cada coluna pela soma daquela coluna e, posteriormente, dividindo-se os elementos do vetor formado pela soma dos elementos de cada linha resultante pelo número de elementos na linha.

O peso final é obtido pela propagação dos efeitos dos pesos na estrutura até o nível das alternativas.

Para validar o resultado obtido, deve-se conferir se os dados estão logicamente relacionados, a consistência dos julgamentos é testada por meio da razão de inconsistência (Quadro 8), “cujo objetivo principal é identificar desvios

de julgamento que violem o princípio da transitividade, isto é, se A é preferível a B, e B é preferível a C, então A é preferível a C” (GALVES, 2003).

A razão de inconsistência máxima aceitável é de 10%, para matrizes de ordem 5 ou maior. Para matrizes de ordem 3 e 4, a razão é reduzida para 5% e 8%, respectivamente (SAATY, 1991).

Caso o valor de inconsistência calculado supere o valor de inconsistência máxima aceitável, deve-se retornar aos julgamentos na matriz de comparação paritária correspondente para modificá-los em alguns pontos, a fim de melhorar a consistência geral (SAATY, 1991).

Quadro 9 Formulação utilizada para cálculo da razão de inconsistência

Vetor $\vec{\lambda}$	$Aw = \lambda w$
Autovalor	$\lambda_{m\acute{a}x} = \frac{\lambda_1 + \lambda_2 + \dots + \lambda_n}{n}$
Índice de inconsistência	$CI = \frac{\lambda_{m\acute{a}x} - 1}{n - 1}$
Razão de inconsistência	$CR = \frac{CI}{RI}$

em que $\vec{\lambda}$: autovalor da matriz A associado ao autovetor w ; λ_i : elementos do vetor $\vec{\lambda}$; RI: índice de inconsistência aleatória (valor tabelado)

Fonte: Wolff (2008)

3.7 Intervalos de referência

SER (2004) sugere que mais de uma área deve ser tomada como referência para estimar o sucesso da restauração ou a autossustentabilidade da

vegetação. Assim, no presente estudo, diversos trabalhos serviram de base para comparação.

Foram adotadas 8 áreas de referências, das quais 4 foram usadas na avaliação do estrato arbóreo e 2 como referência para o estrato regenerativo, de 12 trabalhos considerados mais pertinentes e que apresentaram critérios de inclusão semelhantes. Destes foram extraídos os valores do número máximo de verificadores que o estudo disponibilizava. Assim, obteve-se um conjunto de dados para cada um dos verificadores. Para descrevê-los calculou-se a média aritmética, como medida de tendência central, e desvio padrão e coeficiente de variação, como medidas de dispersão (Quadro 9). Além desses, calculou-se o coeficiente de precisão, que indica a precisão do processo adotado, medindo o erro de natureza aleatória inerente ao procedimento de amostragem, assim quanto maior o erro padrão da média menor será a precisão e a confiabilidade dos resultados (SCOLFORO; MELLO, 2006).

Quadro 10 Descritores estatísticos

Descritores		Fórmulas
Medida de tendência central	Média aritmética	$\bar{x} = \sum_{i=1}^n x_i / n$
Medida de dispersão	Desvio padrão	$s = \sqrt{s^2}$ $s^2 = \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 / n - 1$
	Coeficiente de variação	$CV = s * 100 / \bar{x}$
Medida de precisão	Coeficiente de precisão	$CP = s_x * 100 / \bar{x}$ $s_x = \sqrt{s^2 / n}$
em que x_i : valor do i-ésimo dado; n : número de dados; s^2 : variância; s_x : erro padrão da média		

Definiu-se também o intervalo (limite inferior e superior) dentro do qual o valor do verificador deve variar. Para tanto, foram considerados três níveis de conformidade de acordo com o valor que a vegetação obteve para determinado verificador: conforme, parcialmente conforme e não conforme. Os intervalos de referência dos níveis de conformidade conforme e parcialmente conforme foram obtidos pelas expressões contidas no Quadro 10. O verificador cujo valor não se enquadrava nestes foi considerado não conforme.

Quadro 11 Níveis de conformidade e intervalos de referência para os valores dos verificadores

Nível de conformidade	Intervalo de referência
Conforme	$[\bar{x} - s; \bar{x} + s]$
Parcialmente conforme	$[\bar{x} - 2s; \bar{x} - s[$ ou $]\bar{x} + s; \bar{x} + 2s]$

De acordo com o nível de conformidade em que se encontrava, o verificador recebeu uma nota: para os verificadores conforme foi atribuída nota 1; para o parcialmente conforme, nota 0,7 e, para os que se enquadraram como não conformes, foi dada nota zero.

O subtotal do verificador foi obtido por meio produto da nota recebida pelo peso do verificador.

O somatório dos subtotais de todos os verificadores, ponderados pelos pesos destes, constitui a nota final do plantio.

3.8 Classes de autossustentabilidade

A categorização dos reflorestamentos avaliados foi dada de acordo com a nota final obtida. Para tanto, foram criadas classes de autossustentabilidade cujas nomenclaturas e limites de definição são apresentados no Quadro 11.

Quadro 12 Classes de autossustentabilidade da vegetação

Classe	Conceito	Definição
Autossustentável ou restaurada	Compreende comunidades autossustentáveis, capazes de se manter tanto estrutural quanto funcionalmente, sem necessitar de assistência, frente a uma perturbação.	$NF \geq 70$
Em restauração	Compreende comunidades que caminham para autossustentabilidade, entretanto, frente a uma perturbação, demandam ações externas para se manter estrutural ou funcionalmente.	$30 \leq NF < 70$
Não restaurada	Compreendem comunidades cujo processo de restauração falhou. Sua estrutura e seus processos não apresentam o mínimo de semelhança com a referência.	$NF < 30$

Em que, NF : nota final

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para a avaliação da autossustentabilidade da vegetação ciliar implantada em projetos de restauração florestal sugere-se o conjunto de C&I, a seguir.

Princípio 1: A integridade da estrutura da comunidade florestal é restaurada

Critério 1.1: A estrutura do estrato arbóreo é restaurada

Indicador 1.1.1: estrutura horizontal

Verificador 1.1.1.1: densidade total

Verificador 1.1.1.2: área basal

Indicador 1.1.2: estrutura vertical

Verificador 1.1.2.1: altura máxima

Verificador 1.1.2.2: altura média

Critério 1.2: A estrutura do estrato regenerante é restaurada

Indicador 1.2.1: estrutura horizontal

Verificador 1.2.1.1: densidade total

Princípio 2: Os processos da comunidade florestal são restaurados

Critério 2.1: A estabilidade da comunidade florestal é restaurada

Indicador 2.1.1: diversidade do estrato arbóreo

Verificador 2.1.1.1: índice de Margalef

Verificador 2.1.1.2: índice de diversidade de Shannon-Wiener

Verificador 2.1.1.3: índice de equabilidade de Pielou

Verificador 2.1.1.4: índice de Sorensen

Verificador 2.1.1.5: porcentagem de espécies raras

Indicador 2.1.2: diversidade do estrato regenerante

Verificador 2.1.2.1: índice de Margalef

Verificador 2.1.2.2: índice de diversidade de Shannon-Wiener

Verificador 2.1.2.3: índice de equabilidade de Pielou

Verificador 2.1.2.4: índice de Sorensen

Critério 2.2: O processo sucessional é restaurado

Indicador 2.2.1: proporcionalidade de grupos funcionais no estrato arbóreo

Verificador 2.2.1.1: porcentagem de espécies pioneiras

Verificador 2.2.1.2: porcentagem de indivíduos pioneiros

Verificador 2.2.1.3: porcentagem de espécies zoocóricas

Verificador 2.2.1.4: porcentagem de indivíduos zoocóricos

Indicador 2.2.2: proporcionalidade de grupos funcionais no estrato regenerante

Verificador 2.2.2.1: porcentagem de espécies pioneiras

Verificador 2.2.2.2: porcentagem de indivíduos pioneiros

Verificador 2.2.2.3: porcentagem de espécies zoocóricas

Verificador 2.2.2.4: porcentagem de indivíduos zoocóricos

O termo “integridade de um ecossistema” é comumente usado para descrever o estado desejado de um ecossistema restaurado (SER, 2004). Seguindo este raciocínio, o primeiro princípio proposto afirma “a integridade da estrutura da comunidade florestal é restaurada”, transmitindo a ideia de que a estrutura desejada, representada pela estrutura da comunidade florestal da área de referência, foi restaurada. Assim, “a integridade da estrutura da comunidade florestal” é o estado ou a condição de uma comunidade que demonstra a estrutura característica da referência.

O princípio caracteriza-se por ser uma regra geral tomada como base de raciocínio, sendo, portanto, demasiadamente abrangente. Assim, para acrescentar significado e operacionalidade a este, foram sugeridos dois critérios: critério 1.1, “a estrutura do estrato arbóreo é restaurada” e critério 1.2, “a estrutura do estrato regenerante é restaurada”. Sendo assim, o princípio e os critérios que o acompanham indicam o quê está sendo analisado (GOMES, 2000), ou seja, esclarecem o aspecto da comunidade do qual se pretende analisar a integridade: a estrutura⁵.

Seguindo na hierarquia, foram definidos indicadores e verificadores que apontam se e até que ponto a meta, determinada por princípios e critérios, foi atendida (GOMES, 2000).

Para analisar como o sucesso da restauração tem sido avaliado em projetos de restauração, Ruiz-Jaen e Aide (2005) avaliaram 468 artigos e

⁵ A estrutura da floresta é importante na manutenção da biodiversidade e também na conservação de outras funções do ecossistema como, por exemplo, a qualidade de água e a fertilidade do solo (RITCHIE et al., 2001).

observaram que cobertura vegetal, densidade, biomassa e altura foram as medidas mais comuns no estudo da estrutura da vegetação e que a maioria dos estudos incluía apenas uma ou duas medidas de estrutura da vegetação (69%) e que somente 31% incluiu três ou mais medidas. O procedimento aqui proposto consiste em um conjunto de seis verificadores relativos à estrutura da vegetação, quatro referentes ao estrato arbóreo e dois ao estrato regenerante.

Uma vez que os conceitos estruturais incluem os aspectos horizontal e vertical da estrutura (RITCHIE et al., 2001), a análise da estrutura do estrato arbóreo foi pormenorizada em horizontal e vertical, nos indicadores 1.1.1 e 1.1.2, respectivamente.

A estrutura horizontal de uma floresta refere-se à sua ocupação espacial e deve ser avaliada pela interpretação das dimensões dos indivíduos para servir de comparação entre diferentes florestas (CARVALHO, 1997 citado por UBIALLI, 2007) e, segundo Pezzopane (2001), é o aspecto mais utilizado na caracterização fitossociológica de fragmentos florestais.

Imprescindível na comparação da estrutura horizontal de comunidades, a densidade expressa a relação entre o número total de indivíduos de determinada comunidade pela área total considerada e representa o primeiro verificador para os indicadores de estrutura horizontal, tanto para o critério 1.1 quanto para o critério 1.2.

No intuito de estabelecer comparações entre clareiras antrópicas semelhantes, um dos aspectos analisados por Batista (2002) foi a densidade total de indivíduos. Também utilizada por Ignácio (2007) para comparar a estrutura de um remanescente de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas primário com um fragmento de mesma tipologia secundária.

A fim de complementar o exame da estrutura horizontal do estrato arbóreo da comunidade, foi sugerido o verificador área basal, obtido pelo

somatório das áreas seccionais de todos os indivíduos da comunidade em relação à área total considerada.

A caracterização da estrutura vertical da floresta (indicador 1.1.2) foi realizada por meio da altura das árvores. Foram analisadas as alturas máxima e média da comunidade florestal (verificador 1.1.2.1 e 1.1.2.2). A altura média é obtida pela média aritmética das alturas.

Na avaliação do desenvolvimento de espécies florestais em matas ciliares às margens do rio Grande, em Minas Gerais, um dos aspectos abordados por Ferreira (2006) foi o crescimento em altura das espécies, considerado um bom indicador de sustentabilidade, uma vez que confirma o processo de sucessão secundária. Batista (2002) analisou altura média e máxima, dentre outros aspectos, para determinar as categorias sucessionais de clareiras antrópicas.

Para confirmar o uso frequente destes verificadores (densidade total, área basal e altura) em outros estudos, Parrota e Knowles (1999 citados por RUIZ-JAEN; AIDE, 2005) citam sua aplicação para medir recuperação de uma floresta tropical úmida em um sítio com histórico de mineração de bauxita, em Trombetas, no estado do Pará e Clewell (1999 citado por RUIZ-JAEN; AIDE, 2005), para medir a recuperação de mata ciliar, também após mineração.

A estrutura hierárquica que contém os elementos que constituem o princípio um, discutidos acima, pode ser observada na Figura 4.

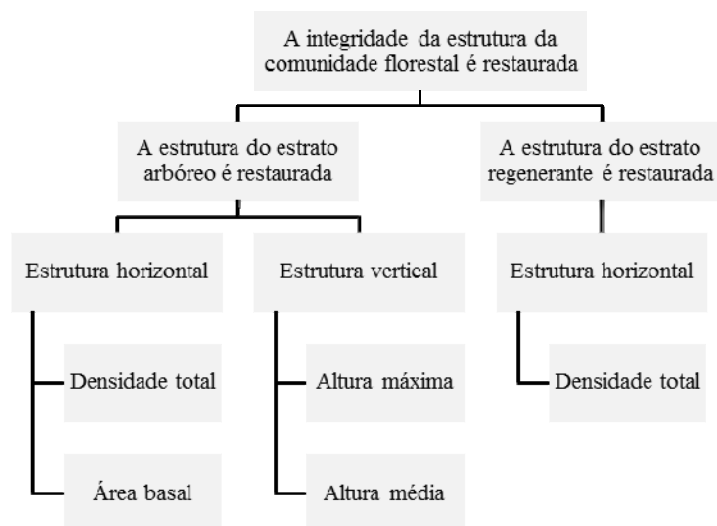


Figura 4 Princípio um

O segundo princípio, cuja estrutura encontra-se ilustrada na Figura 5, refere-se aos processos que ocorrem na comunidade florestal e os padrões (critérios) pelos quais este princípio foi julgado foram a estabilidade e o processo sucessional.

Partindo do pressuposto de que a estabilidade de determinado ecossistema pode ser mantida pela diversidade de espécies deste, o critério 2.1 (“a estabilidade do ecossistema é restaurada”) foi avaliado por meio da análise da diversidade dos estratos arbóreo e regenerante (indicador 2.1.1 e 2.1.2, respectivamente).

Para Ferreira (2009), o sucesso dos projetos de restauração tem correlação com a diversidade biológica na área revegetada e, por isso, esta se destaca como um poderoso instrumento de avaliação destes projetos. Além disso, este autor cita que Rodrigues e Gandolfi (2000) destacam a diversidade da regeneração natural como o mais importante indicador de projetos de restauração, visto que é por meio da regeneração natural que as florestas

apresentam sua capacidade de regenerar-se após distúrbios naturais ou antrópicos.

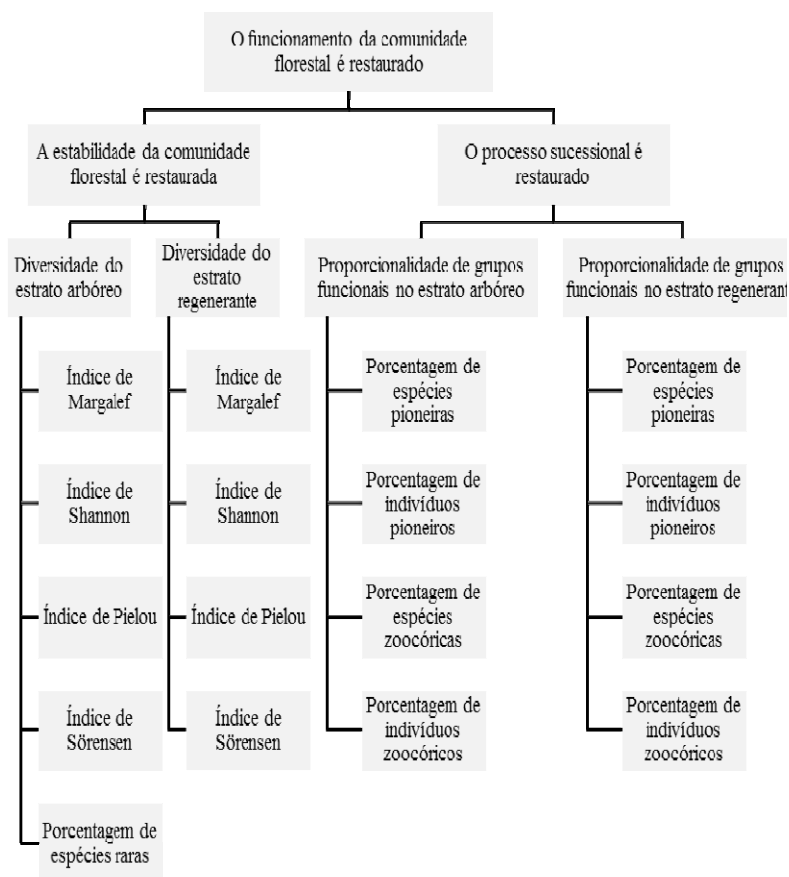


Figura 5 Princípio dois

Aumentando a especificidade destes indicadores, a diversidade foi verificada pela análise de riqueza de espécies, índice de diversidade, equabilidade e similaridade entre a área avaliada e áreas de referência, para ambos os estratos.

Muito embora riqueza de espécies ou o número de espécies na comunidade (PEET, 1974) seja variável de local para local, há uma amplitude que pode ser uma referência para apontar o estado de integridade do fragmento (GANDARA; KAGEYAMA, 1998).

Entretanto, a quantificação deste parâmetro também sofre influência do processo de amostragem, uma vez que este valor caracteriza-se por ser fortemente dependente da intensidade amostral, de forma que, quanto maior a área amostrada, maior tende a ser o número de espécies⁶ encontradas. Tal relação de dependência impede a comparação de riqueza entre comunidades estudadas com diferentes esforços amostrais (MELO, 2008), como é o caso neste estudo.

Há, porém, autores que afirmam que comparações entre a riqueza de espécies de duas comunidades é válida se a intensidade amostral em cada uma tenha sido tal que a curva de espécies por área tenha atingido estabilidade em seu nível máximo (FLORIANO, 2010). Contudo, Schilling e Batista (2008) afirmam que vários autores já expressaram desconforto com o uso da curva do coletor como forma de indicar a adequação de determinada intensidade amostral para um estudo. Como saída para este impasse, pode-se padronizar a riqueza de espécies por meio do uso de índices de riqueza, como proposto por Melo (2008).

Dessa forma, a riqueza específica ficou representada pelo verificador índice de Margalef (verificador 2.1.1.1 e 2.1.2.1, para estrato arbóreo e regenerante, respectivamente). Este índice expressa a riqueza ponderada pelo tamanho amostral, ou seja, relaciona o número de espécies e o número de indivíduos levantados.

⁶ Schilling e Batista (2008) citam que Watson foi o primeiro a afirmar, em 1835, que o número de espécies tende a aumentar contínua e monotonicamente com a área.

Índice comumente utilizado em estudos de entomofauna (COSTA; LINK; MEDINA, 1993; ENDRES; CRETÃO-DUARTE; HERNÁNDEZ, 2007; MARINONI; DUTRA, 1997; MONTES, 2005) e ictiofauna (BAIL; BRANCO, 2003; CETRA, 2003; TEIXEIRA et al., 2004), tem sido utilizado também em alguns estudos de vegetação para a comparação de diferentes áreas, como fizeram Rodrigues et al. (2004) e Saueressig et al. (2006). Estes compararam a composição florística de pteridófitas de uma floresta de terra firme, uma floresta de igapó e um ambiente de transição na bacia do rio Guamá em Belém, PA e aqueles compararam a riqueza de espécies entre uma área de floresta ombrófila mista e a regeneração natural de um reflorestamento adulto de *Araucaria angustifolia*. Também foi empregado para comparar diferentes momentos de uma mesma floresta, como feito por Schaaf (2001) na avaliação de alterações florísticas ocorridas em uma floresta ombrófila mista, na Estação Experimental da Universidade Federal do Paraná, no período de 21 anos, entre 1979 e 2000.

Da mesma forma que o índice de Margalef, e os índices de riqueza em geral, os índices de diversidade são pouco dependentes da intensidade amostral, tendo em vista que estabelecem uma relação entre o número de indivíduos de cada espécie e o total de indivíduos amostrados (PEZZOPANE, 2001). Como consequência, podem-se comparar diretamente comunidades estudadas com diferentes esforços amostrais. Diante disso e do fato de que atualmente pode ser considerado o mais popular índice em ecologia de comunidades (LUDWIG; REYNOLDS, 1988), os próximos verificadores propostos (2.1.1.2 e 2.1.2.2) consistem no índice de diversidade de Shannon⁷.

Este é um índice de heterogeneidade baseado na abundância proporcional de espécies, que afirma que os indivíduos são aleatoriamente

⁷ Este índice é comumente denominado de índice de Shannon-Weaver, o que, segundo Spellerberg (2005), é incorreto. O autor afirma que a forma correta de referir-se é índice de Shannon ou índice de Shannon-Wiener.

amostrados de uma população infinitamente grande e que todas as espécies estão representadas na amostra (VIDAL; VIANA; BATISTA, 1998).

Contudo, de acordo com Ricotta (2005), a maioria dos pesquisadores acredita que a diversidade como um conceito ecológico é bastante diferente da diversidade como um índice estatístico e, portanto, alguns argumentam que índices de diversidade escondem mais do que revelam (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009).

Melo (2008) afirma que infinitas combinações de riqueza de espécies e equabilidade poderiam gerar exatamente o mesmo valor. Dessa forma, optou-se por avaliar também a equabilidade, nos verificadores 2.1.1.3 e 2.1.2.3, por meio do Índice de Pielou.

A equabilidade traduz a relação entre a diversidade real e a diversidade máxima teórica (FLORIANO, 2010) e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. Este verificador refere-se ao quão similar é a representação das espécies na comunidade. Caso todas as espécies tenham a mesma representatividade, a equabilidade será máxima (MELO, 2008).

As relações de similaridade florística entre a área avaliada e as áreas de referência foram avaliadas pelos verificadores 2.1.1.4 e 2.1.2.4, calculados pelo índice de Sorensen.

Além deste, também se propõe um verificador que salienta a importância de espécies pouco abundantes, uma vez que, em conjunto, estas espécies podem ter uma importância ecológica e possuir diversas funções no sistema, como aumentar a estabilidade da comunidade, ao aumentar sua resistência contra invasores (DIAS-NETO, 2009). O verificador 2.1.1.5 quantifica a porcentagem de espécies cuja densidade absoluta é inferior a cinco indivíduos por hectare, caracterizando na estrutura as espécies com baixa densidade, aqui denominadas de espécies raras.

Segundo Gandara e Kageyama (1998), assim como a riqueza, o número de espécies raras é um indicador da estrutura da comunidade do fragmento, sendo encontradas, em média, 120 espécies raras por hectare nas FES do estado de São Paulo. Todavia, os autores limitam o conceito de espécies raras àquelas que possuem um indivíduo por hectare, ou menos.

Como dito anteriormente, os dois critérios que auxiliam na definição do segundo princípio tratam da restauração da estabilidade e do processo sucessional. Até aqui, os verificadores apresentados referentes ao segundo princípio prestavam-se a avaliar a estabilidade da comunidade. Para verificar o processo sucessional sugere-se a análise da distribuição das espécies, presentes nos diferentes estratos, em grupos funcionais. Os grupos funcionais abordados por este critério referem-se à síndrome de dispersão das espécies e às classes sucessionais.

De acordo com Leite e Rodrigues (2008), trabalhos na região sudeste do Brasil, que analisam o grau de maturidade de florestas tropicais geralmente utilizam a identificação das espécies em grupos funcionais.

Esta classificação das espécies em grupos sucessionais pode servir para indicar tanto o estágio sucessional quanto o equilíbrio ecológico da floresta, em função dos papéis funcionais das espécies.

Nesse sentido, Duarte (2007), ao descrever a composição florística e a diversidade de uma Floresta Estacional Decidual da planície pantaneira, lançou mão da classificação das espécies em categorias sucessionais, buscando discutir os aspectos da sucessão e sua relação com a florística observada.

Miachir (2009), por sua vez, analisou o estado de conservação de fragmentos florestais no município de Paulínia, SP, e a este relacionou, além das classes sucessionais, a composição das espécies com relação à síndrome de dispersão. Também Piña-Rodrigues et al. (2000 citados por MELO, A., 2004)

relataram a utilização das relações entre grupos ecológicos e síndrome de dispersão de sementes como indicadores do nível de degradação de fragmentos.

Gusson et al. (2009) sugerem que o estado de conservação de um fragmento não seja indicado apenas pelo número de espécies presentes de determinada classe sucessional ou grupo de síndrome de dispersão, devendo-se levar em consideração também o número de indivíduos dessas espécies nos fragmentos.

Dessa forma, para confirmar a existência do processo sucessional, são sugeridos verificadores que quantificam a porcentagem de espécies e de indivíduos pioneiros (verificador 2.2.1.1, 2.2.1.2, 2.2.2.1 e 2.2.2.2) e zoocóricos (verificador 2.2.1.3, 2.2.1.4, 2.2.2.3 e 2.2.2.4).

Estes verificadores aplicam-se tanto para o estrato arbóreo quanto para o regenerante, visto que a quantificação da regeneração associada à classificação em grupos funcionais compõe um indicador extremamente útil das condições de recuperação e de sustentabilidade de florestas ciliares (MARTINS, 2001).

4.1.1 Ponderação dos verificadores

Para a construção da estrutura decisória, manteve-se a hierarquia obtida a partir da metodologia de C&I, apenas com uma simplificação quanto ao número de níveis. Dessa forma, na análise em questão, a estrutura hierárquica obedeceu ao padrão descrito na Figura 5, sendo composta por somente três níveis (Figura 6).

No nível um da hierarquia foi colocada a restauração da autossustentabilidade da vegetação como objetivo geral, conforme o objetivo do procedimento que aqui se propõe, entendendo que ele é uma declaração do estudo desejado do sistema em questão.

No nível adjacente adotaram-se três atributos: estrutura, estabilidade e processo sucessional, caracterizados, no terceiro nível, por 5, 9 e 8 alternativas, respectivamente. As alternativas equivalem aos verificadores na estrutura hierárquica de C&I proposta.



Figura 6 Hierarquia adotada, em que EA: estrato arbóreo; ER: estrato regenerante

Para associar a cada elemento desta hierarquia o valor referente ao seu peso, foram montadas quatro matrizes de julgamento: três referentes à comparação dos elementos de cada critério e uma para os próprios critérios. A partir destas, o autovetor (Tabela 1) e o autovalor para cada matriz foram calculados.

Tabela 1 Valores de autovetor

	Nível hierárquico analisado			
	Segundo	Terceiro		
		Estrutura	Estabilidade	Processo sucessional
	0,08	0,19	0,11	0,27
	0,56	0,19	0,05	0,12
	0,36	0,03	0,02	0,07
Autovetor		0,06	0,11	0,04
		0,54	0,03	0,27
			0,25	0,12
			0,11	0,07
			0,05	0,04
		0,25		

Os resultados da Tabela 1 demonstram que, entre os três critérios estabelecidos na estrutura (Figura 6), o de maior importância é a estrutura, seguida do processo sucessional, cujos pesos apresentados foram 0,56 e 0,36, respectivamente, ou seja, numa escala de 0 a 100%, a importância da estabilidade para se atingir o objetivo geral é de 56%; do processo sucessional, 36% e da estrutura, 8%.

Propagando-se os pesos dos critérios até os elementos do nível três (verificadores) chega-se ao peso final dos verificadores (Tabela 2).

Tabela 2 Pesos obtidos para os verificadores propostos pelo MAH

Verificador	Peso
Densidade total EA	1,41
Área basal EA	1,41
Altura máxima EA	0,25
Altura média EA	0,47
Densidade total ER	4,09

Tabela 2, conclusão

Verificador	Peso
Índice de Margalef EA	6,39
Índice de Shannon EA	2,79
Índice de Pielou EA	1,32
Índice de Sorensen EA	6,39
Porcentagem de espécies raras	1,86
Índice de Margalef ER	14,27
Índice de Shannon ER	6,39
Índice de Pielou ER	2,79
Índice de Sorensen ER	14,27
Porcentagem de espécies pioneiras EA	9,75
Porcentagem de indivíduos pioneiros EA	4,39
Porcentagem de espécies zoocóricas EA	2,44
Porcentagem de indivíduos zoocóricos EA	1,37
Porcentagem de espécies pioneiras ER	9,75
Porcentagem de indivíduos pioneiros ER	4,39
Porcentagem de espécies zoocóricas ER	2,44
Porcentagem de indivíduos zoocóricos ER	1,37

Na observação da Figura 7, em que os verificadores estão ordenados quanto ao valor obtido para a importância relativa, destaca-se a discrepância apresentada pelos extremos. Os verificadores índice de Sorensen e índice de Margalef obtiveram maior peso final e aproximadamente 14%, enquanto altura média e altura máxima não perfizeram 1%.

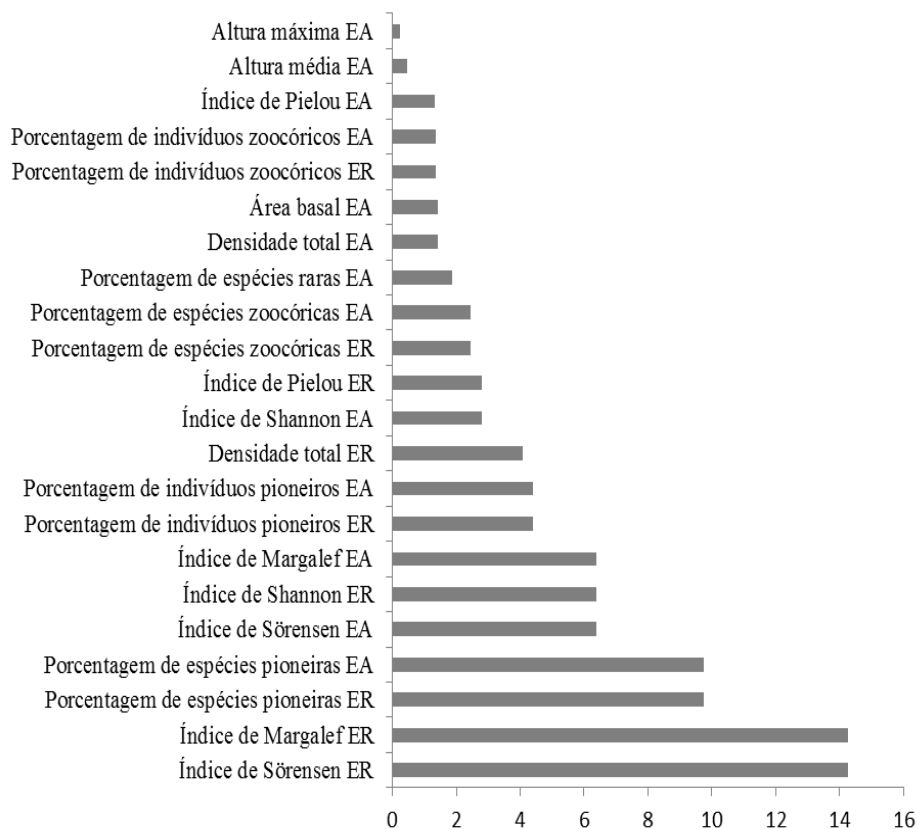


Figura 7 Representação gráfica dos pesos obtidos para os verificadores propostos pelo MAH

Os resultados obtidos são sustentados pela análise da coerência dos julgamentos, que se mostrou satisfatória, uma vez que os valores obtidos para a razão de inconsistência foram inferiores a 10% para as matrizes de ordem 5, 8 e 9, e menores que 5% para a matriz de terceira ordem (Tabela 3), atendendo às especificações de Saaty (1991).

Tabela 3 Razão de consistência para matrizes de julgamento

Atributo/Alternativa	Ordem da matriz	Razão de consistência
Estrutura	5	8,4%
Estabilidade	9	2,0%
Sucessão	8	4,2%
Critérios	3	0,3%

4.2 Intervalos de referência

Como já foi dito, a avaliação da diversidade, da estrutura e dos processos ecológicos de uma comunidade pode refletir sua trajetória de recuperação e sua autossustentabilidade. Contudo, apenas a análise destes atributos no sítio restaurado não é bastante; é necessário compará-los com valores obtidos em florestas de referência para, assim, estimar o nível de sucesso da restauração (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005).

SER (2004) afirma ser necessária a comparação do sítio restaurado com mais de uma referência, uma vez que uma referência simples apresenta o problema de representar um único estado ou expressão dos atributos de um ecossistema, resultantes de uma combinação particular dos eventos estocásticos que ocorreram durante o desenvolvimento deste.

Assim, uma referência simples é uma expressão inadequada da constelação de estados potenciais e da gama de variação histórica expressada pelo ecossistema. Portanto, a melhor referência é feita a partir de múltiplos sítios de referência (SER, 2004).

Ruiz-Jaen e Aide (2005) afirmam que a inclusão de sítios de referência acarreta em aumentos dos custos da avaliação, mas que estes são essenciais para o sucesso da desta.

Tendo em vista a necessidade de aumentar, o quanto possível, o número de áreas de referência e o compromisso com a exequibilidade financeira da avaliação, optou-se pelo levantamento de dados de áreas de referência por meio de consulta bibliográfica, buscando obter informações de fragmentos florestais remanescentes presentes nas proximidades das áreas avaliadas.

A compilação dos estudos resultou em um conjunto de dados cujas medidas de posição, dispersão e precisão são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 Estatísticas descritivas para os verificadores propostos

Verificador	n	Média	S	CV	CP
Densidade total EA	7	1485,57	356,98	24,03	9,08
Área basal EA	7	35,79	7,27	20,32	7,68
Altura máxima EA	4	25,25	8,54	33,82	16,91
Altura média EA	3	9,79	1,18	12,04	6,95
Densidade total ER	6	39585,83	6522,16	16,48	6,73
Índice de Margalef EA	7	12,25	1,77	14,48	5,47
Índice de Shannon EA	7	3,55	0,33	9,23	3,49
Índice de Pielou EA	7	0,73	0,10	13,66	5,16
Índice de Sorensen EA	15	0,27	0,09	31,74	8,20
Porcentagem de espécies raras EA	6	43,54	16,67	38,30	15,63
Índice de Margalef ER	5	12,73	3,78	29,71	13,29
Índice de Shannon ER	15	2,88	0,51	17,66	4,56
Índice de Pielou ER	3	0,63	0,14	22,46	12,97
Índice de Sorensen ER	10	0,25	0,09	35,76	11,31
Porcentagem de espécies pioneiras EA	11	52,77	5,23	9,91	2,99
Porcentagem de indivíduos pioneiros EA	2	53,07	18,72	35,27	24,94
Porcentagem de espécies zoocóricas EA	11	61,93	9,37	15,12	4,56
Porcentagem de indivíduos zoocóricos EA	3	70,89	16,70	23,56	13,60
Porcentagem de espécies pioneiras ER	4	46,10	10,10	21,90	10,95
Porcentagem de indivíduos pioneiros ER	2	36,65	15,19	41,44	29,30
Porcentagem de espécies zoocóricas ER	4	59,78	9,43	15,77	7,88
Porcentagem de indivíduos zoocóricos ER	2	74,92	5,26	7,02	4,97

Observa-se que, apesar de terem sido consultados 8 trabalhos para o estrato arbóreo e 4 para o estrato regenerante, o tamanho da amostra diferiu para cada verificador, variando de 2 (porcentagem de indivíduos pioneiros EA e ER e porcentagem de indivíduos zoocóricos ER) a 15 (índice de Sorensen EA e índice de Shannon ER). As amostras, com o número de elementos maior que o número de estudos compilados, foram obtidas pela utilização de estudos que abordavam mais de uma área.

O tamanho amostral reduzido de alguns verificadores, que ocorreu devido ao fato de a maior parte dos estudos analisados não considerar tantos aspectos da comunidade florestal e, no caso do estrato regenerante, à dificuldade de encontrar trabalhos, observada para esta fisionomia e região.

Araújo (1992 citado por ARAÚJO; GUIMARÃES; NAKAJIMA, 1997) afirma que os estudos básicos da FES são raros no Brasil Central, principalmente no Triângulo Mineiro e, devido à escassez de dados, em muitos trabalhos os parâmetros do estrato regenerativo são comparados com o estrato arbóreo (PEZZOPANE, 2001) ou com outras formações. Foi o que fizeram Salles e Schiavini (2007), que também encontraram dificuldades na compilação de estudos de estrato regenerativo em FES pertencentes ao domínio Cerrado e optaram, então, pela comparação dos resultados obtidos com estudos feitos em outras fisionomias.

Como, neste caso, não cabe comparação com outras fisionomias ou com o estrato arbóreo, restringiu-se aos poucos trabalhos encontrados, o que resultou em amostras pequenas, sobretudo para o estrato regenerante. Isso contribuiu com os altos valores obtidos para o coeficiente de precisão: a maior parte dos verificadores com elevado valor de CP tinha amostras pequenas.

Nesse sentido, destacou-se o verificador porcentagem de indivíduos pioneiros ER com o maior CP (29,30%), influenciado tanto pelo número de elementos amostrais quanto pela variabilidade destes (41,44%).

Vale (2008) observa que a variabilidade das variáveis analisadas pode estar relacionada aos objetivos do estudo, pois aqueles que acompanham gradientes de vegetação e ou solo geralmente encontram um maior número de espécies e os realizados em áreas de sucessão secundária amostram muitos indivíduos.

De forma geral, a elevada variabilidade dos dados, observada pelos valores de desvio padrão e coeficiente de variação, pode ser atribuída às diferenças quanto a critérios de inclusão, esforço amostral e método de amostragem dos estudos e, até mesmo, a histórico de perturbação das áreas (CESAR, 1988 citado por DIAS-NETO, 2009).

Frente a esta discrepância dos dados que caracterizam as áreas de referência, emergiu a dúvida sobre como se daria esta comparação. Tendo em vista que dois ecossistemas jamais serão idênticos (SER 2004), preferiu-se realizar a comparação entre os plantios e as áreas de referência por meio de um conjunto de valores e não por um valor único (referência simples). Cada característica do plantio considerada foi avaliada tendo como parâmetro um intervalo de referência obtido a partir de um grupo de florestas-modelo. Acredita-se que, neste caso, a comparação dada dessa forma seja mais conveniente que a comparação de médias, por exemplo, uma vez que o intervalo de referência, por ser determinado pelo desvio padrão da amostra, considera a variação natural que existe entre as florestas-modelo. Dessa forma, o padrão de referência assim determinado capta a variabilidade da vegetação quanto ao verificador analisado.

Os limites dos intervalos de referência dos verificadores para os níveis conforme e parcialmente conforme são apresentados na Tabela 5. Os verificadores cujos valores encontraram-se além destes limites enquadraram-se como não conformes.

Tabela 5 Intervalos de referência para cada um dos verificadores propostos, de acordo com o nível de conformidade

Verificador	Conforme	Parcialmente conforme	
Densidade total EA	[1129; 1843]	[772; 1129[]1843; 2200]
Área basal EA	[28,52; 43,06]	[21,25; 28,52[]43,06; 50,33]
Altura máxima EA	[17; 34]	[8; 17[]34; 42]
Altura média EA	[8,61; 10,97]	[7,43; 8,61[]10,97; 12,15]
Densidade total ER	[33064; 46108]	[26542; 33064[]46108; 52630]
Índice de Margalef EA	[10,48; 14,02]	[8,70; 10,48[]14,02; 15,80]
Índice de Shannon EA	[3,23; 3,88]	[2,90; 3,23[]3,88; 4,21]
Índice de Pielou EA	[0,63; 0,83]	[0,53; 0,63[]0,83; 0,93]
Índice de Sorensen EA	[0,187; 0,361]	[0,100; 0,187[]0,361; 0,448]
Porcentagem de espécies raras EA	[26,87; 60,22]	[10,19; 26,87[]60,22; 76,89]
Índice de Margalef ER	[8,94; 16,51]	[5,16; 8,94[]16,51; 20,29]
Índice de Shannon ER	[2,37; 3,39]	[1,86; 2,37[]3,39; 3,90]
Índice de Pielou ER	[0,49; 0,78]	[0,35; 0,49[]0,78; 0,92]
Índice de Sorensen ER	[0,161; 0,341]	[0,072; 0,161[]0,341; 0,431]
Porcentagem de espécies pioneiras EA	[47,54; 58,00]	[42,31; 47,54[]58,00; 63,23]
Porcentagem de indivíduos pioneiros EA	[34,35; 71,78]	[15,63; 34,35[]71,78; 90,50]
Porcentagem de espécies zoocóricas EA	[52,56; 71,29]	[43,19; 52,56[]71,29; 80,66]
Porcentagem de indivíduos zoocóricos EA	[54,18; 87,59]	[37,48; 54,18[]87,59; 104,29]
Porcentagem de espécies pioneiras ER	[36,00; 56,20]	[25,90; 36,00[]56,20; 66,30]
Porcentagem de indivíduos pioneiros ER	[21,46; 51,84]	[6,27; 21,46[]51,84; 67,03]
Porcentagem de espécies zoocóricas ER	[50,35; 69,21]	[40,93; 50,35[]69,21; 78,63]
Porcentagem de indivíduos zoocóricos ER	[69,66; 80,18]	[64,40; 69,66[]80,18; 85,44]

O intervalo encontrado para a densidade total do estrato arbóreo está de acordo com outros estudos para esta fisionomia. Giampietro (2005) estimou densidade de 1.090 ind./ha em uma Floresta Estacional Semidecidual Aluvial na bacia hidrográfica do médio Paranapanema, em ótimo estado de conservação e representativa dos ecossistemas originais. Já Gandolfi, Leitão-Filho e Bezerra (1995) afirmam que a alta densidade de espécies arbóreas é comum em FES, em que alguns estudos chegam a revelar densidade de 1.800 ind./ha.

Quanto ao estrato regenerante, Rondon-Neto et al. (2000), avaliando a regeneração natural de uma FES Montana com dossel emergente, em Lavras, MG, estimaram em 11.750 ind./ha, valor inferior aos valores encontrados neste trabalho, porém, justificado pelo fato de se tratar de uma clareira.

A densidade encontrada por Wedy (2007), ao estudar uma Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul, foi de 20,667 ind/ha, também inferior aos valores obtido. A baixa densidade encontrada por Wedy (2007), em relação ao presente estudo, deve-se, provavelmente, aos critérios de inclusão adotados.

Ferreira (2009), avaliando a regeneração em 18 plantios ciliares, verificou que a densidade entre áreas de mesma idade pode ser muito distinta e observou que aquelas mais próximas a um fragmento apresentam os maiores valores de densidade, riqueza de espécies e diversidade.

Contudo, para a obtenção dos intervalos de confiança para o verificador densidade total ER, foram excluídos alguns dados considerados *outliers*. A exclusão de tais valores justifica-se pelo fato de não refletirem a realidade de uma floresta de referência.

Um dos dados retirados da amostra, por exemplo, referia-se à floresta do Parque Municipal do Sabiá. Segundo Salles e Schiavini (2007), até o ano de 1994, a administração do Parque realizava a limpeza periódica do solo da mata, retirando folhas, sementes e plântulas provenientes do estrato arbóreo e também

de herbáceas e arbustos, com a finalidade de garantir a segurança dos visitantes e permitir o uso dessa área para lazer e recreação, o que justifica a discrepância do valor de densidade total para o estrato regenerante obtido.

Gentry (1988) afirma que a área basal relaciona-se com a fertilidade do solo, mas que em florestas tropicais seu valor gira em torno de 34 m²/ha e Durigan (2003) afirma que, geralmente, os valores variam de 20 a 45 m²/ha, o que corrobora os resultados obtidos. Todavia, para uma FES, Ratter et al. (1988) encontraram 26 m²/ha e Giampietro (2005), 27 m²/ha, valores inferiores aos determinados como referência.

Giampietro (2005) obteve, ainda, 9,26 m para altura média, o que se aproxima muito da média encontrada (9,79 m). Rodrigues (1998), entretanto, encontrou valores bem inferiores (3,6; 3,8 e 5,7 m), porém, este autor analisava comunidades secundárias de FES com 5, 10 e 20 anos.

O índice de Margalef, medida adotada em substituição à riqueza de espécies, apresentou média de referência igual a 12,25 para o estrato arbóreo e a 12,73 para o regenerante.

Louzada (2002), estudando um fragmento de FES Montana no município de Paula Candido, MG, encontrou, no estrato arbóreo, 2.280 indivíduos classificados em 120 espécies, o que resulta num índice de Margalef de 15,39, superior à média encontrada. No entanto, em análises comparativas entre fitocenoses envolvendo heterogeneidade florística, deve-se ter cautela devido à diferença nos métodos e critérios adotados.

Wedy (2007), considerando o estrato regenerante de uma porção de mata primária de uma FED no Parque Estadual do Turvo (Derrubadas, RS), amostrou 248 indivíduos e 32 espécies, utilizando critério de inclusão semelhante ao adotados pelos estudos considerados para a elaboração do intervalo de referência. O índice de Margalef referente a estes valores é de 5,6, valor bem inferior à media obtida neste estudo, para este índice.

Oliveira-Filho et al. (1995), ao estudar um fragmento na região do baixo rio Grande, obtiveram índice de Shannon (3,85) condizente com o valor médio aqui encontrado (3,55).

Salles e Schiavini (2007) observaram que o índice de diversidade (H') apresentado pelo estrato regenerante foi menor que o apresentado pelo estrato arbóreo da vegetação do Parque do Sabiá, situação que se repete no presente estudo.

Camargos (2008) encontrou índice de Shannon igual a 2,63, para o estrato regenerante em um fragmento de 75 ha de FES, em regeneração natural há 80 anos, no municípios de Viçosa, MG, valor que é inferior à média do verificador, porém, está contido no intervalo de referência.

Diversos trabalhos apontam para a elevada diversidade e heterogeneidade entre os remanescentes de florestas estacionais semidecíduais (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000), que geram baixa similaridade florística entre fragmentos de FES (VALE, 2008). Muitas vezes, a dissimilaridade, mesmo entre fragmentos próximos, pode ser alta, uma vez que as FES encerram fragmentos com elevada heterogeneidade ambiental local, conforme observado por Souza et al. (2003).

O intervalo de confiança para o verificador porcentagem de espécies raras apresentou valores satisfatórios, uma vez que, de acordo com Hartshorn (1980), nas florestas tropicais, a maioria das espécies ocorre em baixa densidade.

Outro indicativo do grau de maturidade de uma comunidade é a proporção de espécies e de indivíduos em grupos funcionais.

Vale (2008) afirma que áreas mais preservadas apresentam maior densidade de espécies tolerantes não pineiras, que são encontradas em sub-bosque fechado. Este fato confirma não somente o estágio maduro da vegetação, como também o bom estado de conservação da área.

Ferreira (2009), referindo-se a reflorestamentos de mata ciliar, afirma que a maior porcentagem de espécies não pioneiras indica que existem condições proporcionadas pelas espécies plantadas que garantem o crescimento deste grupo ecológico, fato que, segundo este autor, também pode indicar um avanço da sucessão secundária.

Os valores do verificador porcentagem de espécies pioneiras satisfazem às afirmações destes autores para o estrato regenerante, contudo, para o estrato arbóreo não, visto que a média obtida por este verificador foi superior a 50%. Nesse sentido, Finegan (1996) afirma, ainda, que as espécies de rápido crescimento e ciclo de vida curto são predominantes nos primeiros anos da sucessão.

Quanto à síndrome de dispersão, os valores dos verificadores porcentagem de espécies zoocóricas estão de acordo com Tabarelli e Mantovani (1999) que afirmam que, em geral, predominam espécies zoocóricas nos estádios de florestas mais maduras.

Estes resultados seguem os padrões encontrados para florestas tropicais estacionais semidecíduais nas quais as maiores proporções de espécies e indivíduos têm síndrome de dispersão zoocórica (LOPES et al., 2011).

Melo e Durigan (2007) também encontraram este padrão para o estrato regenerante de alguns reflorestamentos, nos quais predominavam as plantas dispersas por animais, tanto na proporção de espécies como em densidade relativa.

Assim, tendo em mãos os pesos de cada verificador e os intervalos de referencia, é possível, agora, estruturar toda proposta de avaliação. Na Tabela 6, é apresentada a ficha de avaliação dos plantios com base na estrutura hierárquica de C&I, na qual valor refere-se à média do verificador obtida pelo plantio. Os demais termos já foram descritos em Material e Métodos.

Tabela 6 Ficha de avaliação de plantios

Verificador	Valor	Conforme	Parcialmente conforme	Peso	Nota	Subtotal
Densidade total EA		[1129; 1843]	[772; 1129[OU]1843; 2200]	1,41		
Área basal EA		[28,52; 43,06]	[21,25; 28,52[OU]43,06; 50,33]	1,41		
Altura máxima EA		[17; 34]	[8; 17[OU]34; 42]	0,25		
Altura média EA		[8,61; 10,97]	[7,43; 8,61[OU]10,97; 12,15]	0,47		
Densidade total ER		[33064; 46108]	[26542; 33064[OU]46108; 52630]	4,09		
Índice de Margalef EA		[10,48; 14,02]	[8,70; 10,48[OU]14,02; 15,80]	6,39		
Índice de Shannon EA		[3,23; 3,88]	[2,90; 3,23[OU]3,88; 4,21]	2,79		
Índice de Pielou EA		[0,63; 0,83]	[0,53; 0,63[OU]0,83; 0,93]	1,32		
Índice de Sorensen EA		[0,187; 0,361]	[0,100; 0,187[OU]0,361; 0,448]	6,39		
Porcentagem de espécies raras EA		[26,87; 60,22]	[10,19; 26,87[OU]60,22; 76,89]	1,86		
Índice de Margalef ER		[8,94; 16,51]	[5,16; 8,94[OU]16,51; 20,29]	14,27		
Índice de Shannon ER		[2,37; 3,39]	[1,86; 2,37[OU]3,39; 3,90]	6,39		
Índice de Pielou ER		[0,49; 0,78]	[0,35; 0,49[OU]0,78; 0,92]	2,79		
Índice de Sorensen ER		[0,161; 0,341]	[0,072; 0,161[OU]0,341; 0,431]	14,27		

Tabela 6, conclusão

Verificador	Valor	Conforme	Parcialmente conforme		Peso	Nota	Subtotal
Porcentagem de espécies pioneiras EA		[47,54; 58,00]	[42,31; 47,54[OU]58,00; 63,23]	9,75		
Porcentagem de indivíduos pioneiros EA		[34,35; 71,78]	[15,63; 34,35[OU]71,78; 90,50]	4,39		
Porcentagem de espécies zoocóricas EA		[52,56; 71,29]	[43,19; 52,56[OU]71,29; 80,66]	2,44		
Porcentagem de indivíduos zoocóricos EA		[54,18; 87,59]	[37,48; 54,18[OU]87,59; 104,29]	1,37		
Porcentagem de espécies pioneiras ER		[36,00; 56,20]	[25,90; 36,00[OU]56,20; 66,30]	9,75		
Porcentagem de indivíduos pioneiros ER		[21,46; 51,84]	[6,27; 21,46[OU]51,84; 67,03]	4,39		
Porcentagem de espécies zoocóricas ER		[50,35; 69,21]	[40,93; 50,35[OU]69,21; 78,63]	2,44		
Porcentagem de indivíduos zoocóricos ER		[69,66; 80,18]	[64,40; 69,66[OU]80,18; 85,44]	1,37		
NOTA FINAL							

4.3 Aplicação da proposta

Para aplicar o procedimento proposto foram selecionados plantios previamente analisados por Ferreira (2009) e classificados com “em recuperação”. Foram consideradas áreas com 15 anos de implantação, tendo como base Melo e Durigan (2007), que observaram que, para a região do médio vale do Paranapanema, sudoeste do estado de São Paulo, esta é a idade aproximada em que os plantios se assemelham estruturalmente à floresta madura.

Os valores obtidos dessas áreas para os verificadores propostos podem ser encontrados na Tabela 7.

A baixa diversidade observada no estrato arbóreo dos plantios, revelada pelos baixos valores dos verificadores índice de Margalef, índice de Shannon e porcentagem de espécies raras, também foi encontrada por Melo e Durigan (2007), ao compararem alguns reflorestamentos com mata nativa na mesma região.

Souza e Batista (2004), ao avaliarem plantios localizados ao longo das margens de reservatórios da Companhia Energética de São Paulo (CESP), também constataram baixa diversidade. Estes autores afirmam ainda que a diversidade florística e a complexidade da floresta original estão longe de ser alcançadas em todos os plantios e relacionam tal fato ao baixo número de espécies plantadas inicialmente.

Outro aspecto que possivelmente está relacionado à diversidade de espécies plantadas é a porcentagem de espécies pioneiras. Nenhum plantio pontuou também neste verificador.

Melo e Durigan (2007) observam que, de forma geral, os reflorestamentos apresentam tendência em restaurar especialmente aspectos funcionais das matas ciliares (proteção contra a erosão, manutenção da vazão e qualidade da água, etc.), deixando a desejar em termos de restauração e conservação da diversidade biológica.

Entretanto, Finegan (1996) afirma que, independente da riqueza de espécies que uma floresta secundária atinja, sua composição se manterá diferente das florestas maduras por muitas décadas.

Quanto ao estrato regenerante, nenhum plantio pontuou no verificador índice de Margalef, o que revela que a baixa diversidade também ocorre neste estrato.

Para o verificador porcentagem de espécies zoocóricas, os plantios A15b e A15c não estavam de acordo com o estabelecido pelo intervalo de referência, apresentando valores mais altos que o limite superior deste.

Melo e Durigan (2007), analisando a estrutura de reflorestamentos de restauração de matas ciliares, observaram que no estrato regenerante predominam as plantas dispersas por animais, tanto na proporção de espécies como em densidade relativa.

Em relação à densidade total do estrato regenerante, as áreas A15a e A15b apresentaram valores abaixo do esperado, o que está de acordo com os resultados de Souza e Batista (2004), para este aspecto. Estes autores observaram que não só o número de espécies, mas também a densidade dos indivíduos na regeneração foi extremamente baixa nos locais estudados em relação ao natural.

A partir das notas obtidas pelos verificadores, pode-se chegar à nota final dos plantios, pelas quais estes foram classificados quanto à autossustentabilidade da vegetação. As fichas de avaliação completas encontram-se nos Apêndices A, B e C.

O plantio A15b destacou-se por apresentar nota final superior (48,73), quando comparado aos demais (A15a, 37,13 e A15c, 39,51), apesar de não pontuar na maioria dos verificadores relativos ao princípio um. Entretanto, obteve pontuação em verificadores cuja importância relativa na determinação da autossustentabilidade da comunidade é maior.

Os parâmetros estruturais desse plantio podem ter sido afetados, principalmente pelas condições do sítio. Nesta área foram observados vários locais de encharcamento favorecidos por depressões no terreno, onde não

ocorre drenagem suficiente, tendo sido constatado que o crescimento da regeneração natural foi comprometido (FERREIRA, 2009).

Os plantios apresentaram nota final baixa, porém, superior a 30, o que os caracteriza como “em restauração”, classificação que corrobora os resultados de Ferreira (2009) e indica que o procedimento comporta-se como planejado e objetivado.

Tabela 7 Ficha de avaliação dos plantios

Área	A15a	A15b	A15c
Princípio 1: a integridade da estrutura da comunidade florestal é restaurada			
<u>Critério 1.1: a estrutura do estrato arbóreo é restaurada</u>			
Indicador 1.1.1: estrutura horizontal			
Verificador 1.1.1.1: densidade total	1038,6	1053,4	916
Verificador 1.1.1.2: área basal	34,9	18,2	40,2
Indicador 1.1.2: estrutura vertical			
Verificador 1.1.2.1: altura máxima	26	19	21
Verificador 1.1.2.2: altura média	8,9	6,5	9,6
<u>Critério 1.2: a estrutura do estrato regenerante é restaurada</u>			
Indicador 1.2.1: estrutura horizontal			
Verificador 1.2.1.1: densidade total	11866,7	7533,3	2266,7
Princípio 2: os processos da comunidade florestal são restaurados			
<u>Critério 2.1: a estabilidade da comunidade florestal é restaurada</u>			
Indicador 2.1.1: diversidade do estrato arbóreo			
Verificador 2.1.1.1: índice de Margalef	6,7408	4,8328	4,5610

Tabela 7, conclusão

Área	A15a	A15b	A15c
Verificador 2.1.1.2: índice de Shannon	2,96	2,61	2,73
Verificador 2.1.1.3: índice de Pielou	0,8137	0,7919	0,8283
Verificador 2.1.1.4: coeficiente de Sorensen	0,1518	0,1336	0,0946
Verificador 2.1.1.5: porcentagem de espécies raras	0	0	0
Indicador 2.1.2: diversidade do estrato regenerante			
Verificador 2.1.2.1: índice de Margalef	3,0877	3,8076	3,5484
Verificador 2.1.2.2: índice de Shannon	2,22	2,21	2,35
Verificador 2.1.2.3: índice de Pielou	0,7836	0,7505	0,8905
Verificador 2.1.2.4: índice de Sorensen	0,0518	0,0712	0,0754
<u>Critério 2.2: o processo sucessional é restaurado</u>			
Indicador 2.2.1: proporcionalidade de grupos funcionais no estrato arbóreo			
Verificador 2.2.1.1: porcentagem de espécies pioneiras	26	41	30
Verificador 2.2.1.2: porcentagem de indivíduos pioneiros	42	58	42
Verificador 2.2.1.3: porcentagem de espécies zoocóricas	42,10	51,85	40,74
Verificador 2.2.1.4: porcentagem de indivíduos zoocóricos	40,9	70,04	49,78
Indicador 2.2.2: proporcionalidade de grupos funcionais no estrato regenerante			
Verificador 2.2.2.1: porcentagem de espécies pioneiras	29,41	36,84	28,57
Verificador 2.2.2.2: porcentagem de indivíduos pioneiros	36,52	47,79	41,18
Verificador 2.2.2.3: porcentagem de espécies zoocóricas	64,70	84,21	85,71
Verificador 2.2.2.4: porcentagem de indivíduos zoocóricos	52,25	69,03	94,11

5 CONCLUSÃO

- Observou-se que foi possível inferir sobre a autossustentabilidade da vegetação das áreas avaliadas, a partir da comparação destas com área de referência.
- O procedimento proposto mostrou-se adequado à avaliação pontual da vegetação, entretanto, deve ser aplicado em mais áreas para confirmação dos limites das classes de autossustentabilidade.
- As primeiras validações foram realizadas com sucesso e demonstraram que o método é apropriado para a finalidade pretendida.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, A. et al. Análise sobre a fragmentação dos remanescentes de Mata Atlântica na APA do Pratigi para identificar as áreas com maiores potenciais para a construção de corredores ecológicos baseados no método AHP. **AGIR de Ambiente e Sustentabilidade**, Ibirapitanga, v. 2, n. 3, p. 31-43, ago./nov. 2010.
- ALMEIDA, A. M. R.; EL-HANI, C. N. A atribuição de função à biodiversidade segundo a visão do ‘papel causal’: uma análise epistemológica do discurso ecológico das últimas duas décadas. **Filosofia e História da Biologia**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 21-39, 2006.
- AMAZONAS, N. T. **Ciclagem de nutrientes em uma cronosequência formada por florestas restauradas e floresta natural**. 2010. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2010.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 141, n. 3, p. 399-436, 2003.
- ANTEZANA, F. L. **Crescimento inicial de 15 espécies nativas do bioma Cerrado sob diferentes condições de adubação e roçagem, em Planaltina, DF**. 2008. 104 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2008.
- ARAÚJO, G. M.; GUIMARÃES, A. J. M.; NAKAJIMA, J. N. Fitossociologia de um remanescente de mata mesófila semidecídua urbana, Bosque John Kennedy, Araguari, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 67-77, jun. 1997.
- AZEVEDO, M. J. M.; RANGA, N. T. Levantamento florístico das espécies arbóreas e arbustivas de um fragmento vegetacional localizado no município de Palestina, SP. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNESP, 21., 2009, São José do Rio Preto. **Anais...** São José do Rio Preto: UNESP, 2009. Disponível em: <http://www.propr.unesp.br/xxi_cic>. Acesso em: 15 fev. 2011.
- BAIL, G. C.; BRANCO, J. O. Ocorrência, abundância e diversidade da ictiofauna na pesca do camarão sete-barbas, na região de Penha, SC. **Notas Técnicas da Facimar**, Itajaí, v. 7, p. 73-82, 2003.
- BATISTA, F. R. Q. **Caracterização florística e estrutural em áreas abandonadas de agricultura itinerante em Cananéia, SP**. 2002. 78 f.

Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

BECHARA, F. C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras:** floresta estacional semidecidual, Cerrado e Restinga. 2006. 248 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2006.

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TWONSEN, C. D. **Ecology:** individuals, populations and communities. Oxford: Blackwell, 1996. 1068 p.

BELLONI, I.; MAGALHÃES, H.; SOUZA, L. **Metodologia de avaliação em políticas públicas.** 3. ed. São Paulo: Cortez, 2003. 75 p.

BELLOTO, A. et al. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da mata atlântica:** referencial dos conceitos e ações de restauração. São Paulo: LERF/ESALQ, 2009. p. 128-146.

BRANCALION, P. H. S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 4, n. 3, p. 455-470, maio/jun. 2010.

_____. Plantio de árvores nativas brasileiras fundamentada na sucessão florestal. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da mata atlântica:** referencial dos conceitos e ações de restauração. São Paulo: LERF/ESALQ, 2009. p. 14-23.

BRANDI, C. **Teoria da restauração.** São Paulo: Ateliê, 2004. 261 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Fragmentação de ecossistemas:** causas e efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília, 2003. 510 p.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, San José, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

CAMARGOS, V. L. **Impactos do fogo no estrato de regeneração e no banco de sementes do solo em um trecho de floresta estacional Semidecidual, Viçosa, MG.** 2008. 61 p. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

- 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. 110 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2009.
- CENTRO DE PREVISÃO DO TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS. São José dos Campos, 2006. Disponível em: <<http://www.cptec.inpe.br>>. Acesso em: 10 dez. 2010.
- CENTRO INTERNACIONAL PARA PESQUISA FLORESTAL. **Modelo genérico de critérios e indicadores do CIFOR**. Manaus, 1999. 56 p. (Série Manuais de Critérios e Indicadores, 2).
- CETRA, M. **Caracterização das assembleias de peixes da bacia do rio Corumbataí**. 2003. 90 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidade filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. **Biota Neotropical**, Campinas, v. 9, n. 3, p. 1-11, jun. 2009.
- COHEN, E.; FRANCO, R. **Avaliação de projetos sociais**. 5. ed. Petrópolis: Vozes, 1994. 312 p.
- CONNEL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, Chicago, v. 111, p. 1119-1140, 1977.
- COSTA, E. C.; LINK, D.; MEDINA, L. D. Índice de diversidade para entomofauna da bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.). **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 3, n. 1, p. 65-75, jan./fev. 1993.
- DAMASCENO, A. C. F. **Macrofauna edáfica, regeneração natural de espécies arbóreas, lianas e epífitas em florestas em processo de restauração com diferentes idades no Pontal do Paranapanema**. 2005. 107 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2005.
- DIAS-NETO, O. C. **Estrutura, estratificação e grupos ecológicos de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Uberaba, MG**. 2009. 52 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Recursos Naturais) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2009.
- DUARTE, T. G. **Florística e fitossociologia e relações solo-vegetação em Floresta Estacional Decidual em Barão de Melgaço, Pantanal de Mato**

Grosso. 2007. 144 p. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2007.

DURIGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN-JUNIOR, C. V. L.; PÁDUA, R. R. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2003. p. 455-479.

ENDRES, A. A.; CRETÃO-DUARTE, A. J.; HERNANDEZ, M. I. M. Diversidade de Scarabaeidae *s. str.* (Coleoptera) da Reserva Biológica Guaribas, Mamanguape, Paraíba, Brasil: uma comparação entre Mata Atlântica e Tabuleiro Nordestino. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 51, n. 1, p. 67-71, mar. 2007.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEIAMA, P. Y. et al. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 1-26.

ESPÍRITO-SANTO, F. D. B. **Caracterização e mapeamento da vegetação da região da Floresta Nacional de Tapajós através de dados óticos, radar e de inventários florestais**. 2003. 277 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2003.

FELFILI, J. M. et al. Comportamento de plântulas de *Sclerolobium paniculatum* Vog. Var. *rubiginosum* (Tul.) Benth. sob diferentes níveis de sombreamento, em viveiro. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 297-301, out. 1999.

FERREIRA, W. C. **Estabelecimento de mata ciliar em área degradada e perturbada**. 2006. 133 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

_____. **Estoque de biomassa e carbono e parâmetros indicadores de recuperação de matas ciliar**. 2009. 163 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

FINEGAN, B. Patterns and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. **Trees**, Berlin, v. 11, n. 3, p. 119-124, Mar. 1996.

FLORIANO, E. P. **Fitossociologia florestal**. Disponível em: <<http://www.ambienteinteiro.org.br>>. Acesso em: 17 jul. 2010.

FREIRE, J. M. **Fitossociologia e estrutura do componente arbóreo de um remanescente de floresta urbana no maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ**. 2010. 129 p. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2010.

FREITAS, J. R. **Diversidade funcional e funcionamento da comunidade: teste em uma área de cerrado**. 2011. 32 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

GALVES, H. M. **Risco dos setores econômicos brasileiros: uma abordagem multicriterial**. 2003. 172 f. Dissertação (Mestrado em Economia de Empresas) - Universidade Católica de Brasília, Brasília, 2003.

GAMFELDT, L.; HILLEBRAND, H. Biodiversity effects on aquatic ecosystem functioning: maturation of a new paradigm. **International Review of Hydrobiology**, Berlin, v. 90, n. 4/5, p. 550-564, Oct. 2008.

GANDARA, F. B.; KAGEYAMA, P. Y. Indicadores de sustentabilidade de florestas naturais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 31, p. 79-84, abr. 1998.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 55, n. 4, p. 752-767, 1995.

GARCIA, C. C. **Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento florestal da Zona da Mata Mineira**. 2009. 69 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.

GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, Saint Louis, v. 75, n. 1, p. 1-34, 1988.

GIAMPIETRO, R. L. **Modificações na estrutura e composição florística de matas ciliares na região do médio Paranapanema, 1992-2004**. 2005. 133 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

GILLER, P. S.; O'DONOVAN, G. Biodiversity and ecosystem function: do species matter? **Biology & Environment: Proceeding of the Royal Irish Academy**, London, v. 102, n. 3, p. 129-139, 2002.

GLENN-LEWIN, D. C. et al. **Plant succession: theory and prediction: population and community biology.** New York: Chapman & Hall, 1992. 352 p.

GOMES, A. P. C. **Crítérios e indicadores de sustentabilidade para o manejo de florestas tropicais.** 2000. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2000.

GRUBB, P. J. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Review**, Tokyo, v. 52, p. 107-145, 1977.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 148, n. 1, p. 185-206, 2001.

GUSSON, A. E. et al. Caracterização química do solo e estrutura de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Ipiáu, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguesia**, Rio de Janeiro, v. 60, n. 2, p. 403-414, 2009.

HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, Washington, v. 12, n. 2, p. 23-33, June 1980.

HORN, H. S. The ecology of secondary succession. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 5, p. 25-37, 1974.

IGNÁCIO, M. **Estrutura, diversidade e dispersão em Floresta Ombrófila Densa no sul da Bahia, Brasil.** 2007. 98 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA.
Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil, 2004. Brasília, 2004.
Disponível em:
<<http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/ids.htm>>.
Acesso em: 16 jan. 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DO
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação.** Brasília, 1990.
96 p.

JONER, F. **Redundância funcional em comunidades campestres.** 2008. 81 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **Boletim do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais**, Piracicaba, n. 41/42, p. 83-93, jan./dez. 1989.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: USP, 2000. p. 249-270.

KOPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. México: Fondo del Cultura Economica, 1948. 479 p.

LANARI, M. O.; COUTINHO, R. Biodiversidade e funcionamento de ecossistemas: síntese de um paradigma e sua expansão em ambientes marinhos. **Oecologia Australis**, Melbourne, v. 14, n. 4, p. 959-988, Dec. 2010.

LEÃO, R. M. **A floresta e o homem**. São Paulo: EDUSP, 2000. 434 p.

LEITE, E. C.; RODRIGUES, R. R. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de Floresta Estacional no sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 583-595, maio/jun. 2008.

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**, Uberlândia, v. 27, n. 2, p. 322-335, mar./abr. 2011.

LOUZADA, C. **Composição florística e estrutura de vegetação arbórea em diferentes condições fisiográficas de um fragmento de floresta estacional Semidecidual secundária, na Zona da Mata de Minas Gerais**. 2002. 149 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2002.

LUDWIG, J. A.; REYNOLDS, L. F. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. New York: Wiley, 1988. 337 p.

MARIMON-JUNIOR, B. H. **Relação entre diversidade arbórea e aspectos do ciclo biogeoquímico de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. em uma floresta mista no leste mato-grossense**. 2007. 272 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

MARINONI, R. C.; DUTRA, R. R. C. Famílias de Coleoptera capturadas com armadilha malise em oito localidades do estado do Paraná, Brasil:

diversidade alfa e beta. **Revista Brasileira de Zoologia**, Viçosa, MG, v. 14, n. 3, p. 751-770, maio/jun. 1997.

MARTINS, C. H. B.; OLIVEIRA, N. Indicadores de sustentabilidade: a necessária integração das dimensões social, econômica e ambiental. In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 4., 2005, Brasília. **Anais...** Brasília: Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 2005. Disponível em: <<http://www.ecoeco.org.br>>. Acesso em: 14 jan. 2011.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2001. 146 p.

MATTHES, L. A. F. **Dinâmica da sucessão secundária em mata, após a ocorrência de fogo, Santa Genebra, Campinas, São Paulo**. 1992. 227 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992.

MCCANN, K. S. The diversity-stability debate. **Nature**, London, v. 405, p. 228-233, May 2000.

MELO, A. C. G. **Reflorestamento de matas ciliares: análise estrutural e métodos de monitoramento no média vale do Paranapanema, SP**. 2004. 149 p. Dissertação (Mestrado em Ciência da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 73, p. 101-111, mar. 2007.

MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 3, p. 21-27, jul./set. 2008.

MELO, M. S. **Florística, fitossociologia e dinâmica de duas florestas secundárias antigas com histórias de uso diferentes no nordeste do Pará, Brasil**. 2004. 116 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2004.

MIACHIR, J. I. **Caracterização da vegetação remanescente visando à conservação e restauração florestal no município de Paulínia, SP**. 2009. 135 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2009.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. **Bank of data**. Saint Louis, 2005. Disponível em: <<http://www.mobot.org>>. Acesso em: 6 jun. 2011.

MONTES, J. Fauna de Culicidae da Serra da Cantareira, São Paulo, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 39, n. 4, p. 578-584, 2005.

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**, Melbourne, v. 14, n. 2, p. 437-451, June 2010.

NAPPO, M. E. **Dinâmica da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas no sub-bosque de povoamento de *Minosa scabrella* Bentham, em área minerada, em Poços de Caldas, MG.** 2002. 95 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2002.

NAPPO, M. E.; GOMES, L. J.; CHAVES, M. M. F. **Reflorestamentos mistos com essências nativas para recomposição de matas ciliares.** Lavras: UFLA, 2001. 31 p. (Boletim Agropecuário, 30).

NERI, A. C. **Avaliação da eficácia de medidas de recuperação ambiental em mineração de calcário para cimento.** 2007. 309 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

OLIVEIRA, M. C.; SILVA-JUNIOR, M. C. S. Evolução histórica das teorias de sucessão vegetal e seus processos. **CEPPG Revista**, Catalão, v. 24, n. 1, p. 104-118, jan./jun. 2011.

OLIVEIRA, P. S. G. **Relação solo-vegetação aplicada ao planejamento da recomposição das matas ciliares na hidroelétrica Mogi-Guaçu, da CESP, no rio Mogi-Guaçu, SP.** 1997. 101 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. A restauração ecológica em destaque: um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. **Oecologia Australis**, Melbourne, v. 15, n. 2, p. 303-315, June 2011.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. Estudos ecológicos da vegetação como subsídio para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Cerne**, Lavras, v. 1, n. 1, p. 64-72, jan./jun. 1994.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. **Estudos florísticos e fitossociológicos em remanescentes de matas ciliares do alto e médio rio Grande.** Belo Horizonte: CEMIG, 1995. 13 p.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forest in Southeastern Brazil and tha

influence of climate. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4, p. 793-810, Dec. 2000.

PADOVEZI, A. **O processo de restauração ecológica de APPs na microbacia do Campestre, Saltinho, SP: uma proposta de diálogo entre conhecimentos**. 2005. 264 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2005.

PARKER, V. T.; PICKETT, S. T. A. Restoration as na ecosystem process: implications on the modern ecological paradigm. In: URBANSKA, K. M.; WEBB, N. B.; EDWARDS, P. J. (Ed.). **Restoration ecology an sustainable development**. Cambridge: Cambridge University, 1997. p. 17-32.

PEET, R. K. The measurement of species diversity. **Annual Review Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 5, p. 285-307, 1974.

PEZZOPANE, J. E. M. **Caracterização microclimática, ecofisiológica e fitossociológica em uma Floresta Estacional Semidecidual secundária, em Viçosa, MG**. 2001. 255 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2001.

PICKETT, S. T. A.; OSTFELD, R. The shifting paradigm in ecology. In: KNIGHT, R. L.; BATES, S. F. (Ed.). **A new century for natural resources management**. Washington: Island, 1995. p. 261-278.

PIJL, L. van der. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlin: Springer Verlag, 1982. 211 p.

POGGIANI, F.; OLIVEIRA, R. E.; CUNHA, G. C. **Práticas de ecologia florestal**. Piracicaba: IPEF, 1996. 44 p. (Documentos Florestais, 16).

PONGE, J.; CHEVALIER, R. Humus index as an indicator of forest stand and soil properties. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 233, n. 1, p. 165-175, Sept. 2006.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: UEL, 2001. 329 p.

PURVIS, A.; HECTOR, A. Getting the measure of biodiversity. **Nature**, London, v. 405, p. 212-219, May 2000.

RABELO, L. S.; LIMA, P. V. P. S. Indicadores de sustentabilidade: a possibilidade da mensuração de desenvolvimento. **REDE - Revista Eletrônica do Prodema**, Fortaleza, v. 1, n. 1, p. 55-76, dez. 2007.

RATTER, J. A. et al. Observation on woody vegetation types in the Pantanal around Corumbá. **Notes from the Royal Botanic Garden**, Edinburgh, v. 45, p. 503-525, 1988.

REIS, D. N. **Desenvolvimento de um índice para avaliação da recuperação de ecossistemas ciliares**. 2008. 179 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

REZENDE, A. A. **Comunidade de lianas e sua associação com árvores em uma Floresta Estacional Semidecidual**. 2005. 76 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

RICOTTA, C. Through the jungle of biological diversity. **Acta Biotheoretica**, Leiden, v. 53, n. 1, p. 29-38, Oct. 2005.

RITCHIE, B. et al. **Critérios e indicadores de sustentabilidade em florestas manejadas por comunidades**: um guia introdutório. Bogor: CIFOR, 2001. 134 p.

RODRIGUES, L. N. **Estudo de sucessão em floresta estacional Semidecidual de encosta íngreme na cuesta de São Pedro, SP**. 1998. 110 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 1998.

RODRIGUES, R. R. A sucessão florestal. In: MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Org.). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana**: reserva de Santa Genebra. Campinas: UNICAMP, 1995. p. 130-134.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 235-248.

RODRIGUES, S. T. et al. Composição florística e abundância de pteridófitas em três ambientes da bacia do rio Guaná, Belém, Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 34, n. 1, p. 35-42, 2004.

RODRIGUES, V. H. P. **Composição, estrutura e aspectos ecológicos da mata ciliar do rio Araguari no triângulo mineiro**. 2007. 79 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2007.

RODRIGUES, V. H. P. et al. Composição, estrutura e aspectos ecológicos da floresta ciliar do rio Araguari no Triângulo Mineiro. **Hoehnea**, São Paulo, v. 37, n. 1, p. 87-105, jan./abr. 2010.

ROMERO, B. C. **Análise da localização de plataformas logísticas:** aplicação ao caso do ETSP - Entrepasto Terminal São Paulo da CEAGESP. 2006. 110 p. Dissertação (Mestrado em Sistemas Logísticos) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

RONDON-NETO, R. M. et al. Estrutura e composição florística da comunidade arbustivo-arbórea de uma clareira de origem antrópica, em uma Floresta Estacional Semidecídua Montana, Lavras, MG, Brasil. **Cernea**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 79-94, jul./dez. 2000.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: how is it being measured? **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 569-577, Sept. 2005.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, New York, v. 15, n. 3, p. 234-281, June 1977.

SAATY, T. S. How to make a decision: the analytic hierarchy process. **European Journal of operational Reserch**, v. 48, n. 1, p. 9-26, Feb. 1990.

_____. **Método de análise hierárquica**. São Paulo: Makron, 1991. 367 p.

SALLES, J. C.; SCHIAVINI, I. Estrutura e composição de estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 21, n. 1, p. 223-233, 2007.

SARTORI, M. S. **Variação da regeneração natural da vegetação arbórea no sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. manejado por talhadia, localizado no município de Itatinga, SP**. 2001. 84 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2001.

SAUERESSIG, D. et al. Estudo da similaridade na composição florística entre uma área de Floresta Ombrófila Mista e a regeneração natural em um plantio adulto de pinheiro-brasileiro, na FLONA de Irati. In: ENCONTRO ANUAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 15.; ENCONTRO DE PESQUISA DA UEPG, 4., 2006, Ponta Grossa. **Anais...** Ponta Grossa: UEPG, 2006. 1 CD-ROM.

SCHAAF, L. B. **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma floresta Ombrófila Mista localizada no sul do Paraná**. 2001. 129 p.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

SCHIAVINI, I. **Estrutura das comunidades arbóreas de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG.** 1992. 91 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992.

SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 179-187, jan./mar. 2008.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. **Inventário florestal.** Lavras: UFLA/FAEPE, 2006. 561 p.

SILVA, J. T. M.; CABRERA, P. A. L.; TEIXEIRA, L. A. A. Aplicação do método de análise hierárquica no processo de tomada de decisão: um estudo com o empreendedor agrícola da região de Divino, MG. **Gestão e Planejamento**, Salvador, v. 7, n. 14, p. 19-30, jul./dez. 2006.

SILVA, M. R. **Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta Semidecidual em Uberlândia, Minas Gerais.** 2006. 46 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2006.

SILVA, P. P. V. **Sistemas agroflorestais para recuperação de matas ciliares em Piracicaba, SP.** 2002. 98 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2002.

SILVA-JUNIOR, W. M. **Caracterização florística e fitossociológica da regeneração natural em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG.** 2002. 112 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2002.

SIQUEIRA, L. P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do estado de São Paulo, Brasil.** 2002. 116 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2002.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL. **Princípios da SER internacional sobre a restauração ecológica.** Washington, 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em: 5 fev. 2010.

SOLOMON, E. P.; BERG, L. R.; MARTIN, D. W. **Biology**. 7th ed. Forth Worth: Saunders College, 2004. 1248 p.

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

SOUZA, J. S. et al. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 185-206, mar./abr. 2003.

SPELLERBERG, I. F. **Monitoring ecological change**. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University, 2005. 391 p.

STRANGHETTI, V. **Levantamento florístico das espécies vasculares de uma Floresta Estacional no norte do estado de São Paulo, Estação Ecológica de Paulo de Faria**. 1996. 170 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1996.

SWAINW, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 74, n. 1/2, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TEIXEIRA, T. P et al. Distribuição da ictiofauna em locais impactados no rio Paraíba do Sul. **Revista da Universidade Rural, Série Ciências da Vida**, Seropédica, v. 24, n. 2, p. 167-174, jul./dez. 2004.

UBIALLI, J. A. **Comparação de métodos e processos de amostragem para estudos fitossociológicos e estimativas de estoque de uma floresta ecotonal na região norte mato-grossense**. 2007. 82 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

VALCARCEL, R.; SILVA, Z. S. A eficiência conservacionista de medidas de recuperação de áreas degradadas: proposta metodológica. **Floresta**, Curitiba, v. 27, n. 1/2, p. 101-114, 2006.

VALE, V. S. **Padrões e processos ecológicos do componente arbóreo em uma área de Floresta Estacional Semidecidual, Araguari, MG**. 2008. 91 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2008.

VIANI, R. A. G. **O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de *Eucalyptus*) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal.** 2005. 203 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

VIDAL, E.; VIANA, V.; BATISTA, L. F. Efeitos da exploração de madeira predatória e planejada sobre a diversidade de espécies na Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 22, n. 4, p. 503-520, jul./ago. 1998.

WATANABE, S. **Glossário de ecologia.** 2. ed. São Paulo: ACIESP, 1997. 103 p.

WEDY, G. O. **Estrutura e dinâmica da regeneração natural de espécies arbóreas na Floresta Estacional do Parque Estadual do turvo, Derrubadas, rio Grande do Sul.** 2007. 59 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

WOLFF, C. S. **O método AHP: revisão conceitual e proposta de simplificação.** 2008. 138 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) - Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, 2008.

WRIGHT, J. et al. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? In: NAEEM, S. et al. (Ed.). **Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing.** Oxford: Oxford University, 2009. p. 167-178.

APÊNDICE A – Ficha de avaliação A15a

Verificador	Valor	Conforme	Parcialmente conforme		Peso	Nota	Subtotal	
Densidade total EA	1038,6	[1129; 1843]	[772; 1129[OU]1843; 2200]	1,41	0,7	0,987
Área basal EA	34,9	[28,52; 43,06]	[21,25; 28,52[OU]43,06; 50,33]	1,41	1	1,41
Altura máxima EA	26	[17; 34]	[8; 17[OU]34; 42]	0,25	1	0,25
Altura média EA	8,9	[8,61; 10,97]	[7,43; 8,61[OU]10,97; 12,15]	0,47	1	0,47
Densidade total ER	11866,7	[33064; 46108]	[26542; 33064[OU]46108; 52630]	4,09	0	0
Índice de Margalef EA	6,7408	[10,48; 14,02]	[8,70; 10,48[OU]14,02; 15,80]	6,39	0	0
Índice de Shannon EA	2,96	[3,23; 3,88]	[2,90; 3,23[OU]3,88; 4,21]	2,79	0,7	1,953
Índice de Pielou EA	0,8137	[0,63; 0,83]	[0,53; 0,63[OU]0,83; 0,93]	1,32	1	1,32
Índice de Sorensen EA	0,1518	[0,187; 0,361]	[0,100; 0,187[OU]0,361; 0,448]	6,39	0,7	4,473
Porcentagem de espécies raras EA	0	[26,87; 60,22]	[10,19; 26,87[OU]60,22; 76,89]	1,86	0	0
Índice de Margalef ER	3,08774	[8,94; 16,51]	[5,16; 8,94[OU]16,51; 20,29]	14,27	0	0

Verificador	Valor	Conforme	Parcialmente conforme		Peso	Nota	Subtotal	
Índice de Shannon ER	2,22	[2,37; 3,39]	[1,86; 2,37[OU]3,39; 3,90]	6,39	0,7	4,473
Índice de Pielou ER	0,7836	[0,49; 0,78]	[0,35; 0,49[OU]0,78; 0,92]	2,79	1	2,79
Índice de Sorensen ER	0,0518	[0,161; 0,341]	[0,072; 0,161[OU]0,341; 0,431]	14,27	0	0
Porcentagem de espécies pioneiras EA	26	[47,54; 58,00]	[42,31; 47,54[OU]58,00; 63,23]	9,75	0	0
Porcentagem de indivíduos pioneiros EA	42	[34,35; 71,78]	[15,63; 34,35[OU]71,78; 90,50]	4,39	1	4,39
Porcentagem de espécies zoocóricas EA	42,10	[52,56; 71,29]	[43,19; 52,56[OU]71,29; 80,66]	2,44	0	0
Porcentagem de indivíduos zoocóricos EA	40,90	[54,18; 87,59]	[37,48; 54,18[OU]87,59; 104,29]	1,37	0,7	0,959
Porcentagem de espécies pioneiras ER	29,41	[36,00; 56,20]	[25,90; 36,00[OU]56,20; 66,30]	9,75	0,7	6,825
Porcentagem de indivíduos pioneiros ER	36,52	[21,46; 51,84]	[6,27; 21,46[OU]51,84; 67,03]	4,39	1	4,39
Porcentagem de espécies zoocóricas ER	64,70	[50,35; 69,21]	[40,93; 50,35[OU]69,21; 78,63]	2,44	1	2,44
Porcentagem de indivíduos zoocóricos ER	52,25	[69,66; 80,18]	[64,40; 69,66[OU]80,18; 85,44]	1,37	0	0
NOTA FINAL							37,13	

APÊNDICE B – Ficha de avaliação A15b

Verificador	Valor	Conforme	Parcialmente conforme		Peso	Nota	Subtotal	
Densidade total EA	1053,4	[1129; 1843]	[772; 1129[OU]1843; 2200]	1,41	0,7	0,987
Área basal EA	18,2	[28,52; 43,06]	[21,25; 28,52[OU]43,06; 50,33]	1,41	0	0
Altura máxima EA	19	[17; 34]	[8; 17[OU]34; 42]	0,25	1	0,25
Altura média EA	6,5	[8,61; 10,97]	[7,43; 8,61[OU]10,97; 12,15]	0,47	0	0
Densidade total ER	7533,3	[33064; 46108]	[26542; 33064[OU]46108; 52630]	4,09	0	0
Índice de Margalef EA	4,8328	[10,48; 14,02]	[8,70; 10,48[OU]14,02; 15,80]	6,39	0	0
Índice de Shannon EA	2,61	[3,23; 3,88]	[2,90; 3,23[OU]3,88; 4,21]	2,79	0	0
Índice de Pielou EA	0,7919	[0,63; 0,83]	[0,53; 0,63[OU]0,83; 0,93]	1,32	1	1,32
Índice de Sorensen EA	0,1336	[0,187; 0,361]	[0,100; 0,187[OU]0,361; 0,448]	6,39	0,7	4,473
Porcentagem de espécies raras EA	0	[26,87; 60,22]	[10,19; 26,87[OU]60,22; 76,89]	1,86	0	0
Índice de Margalef ER	3,8076	[8,94; 16,51]	[5,16; 8,94[OU]16,51; 20,29]	14,27	0	0

Verificador	Valor	Conforme	Parcialmente conforme		Peso	Nota	Subtotal	
Índice de Shannon ER	2,21	[2,37; 3,39]	[1,86; 2,37[OU]3,39; 3,90]	6,39	1	6,39
Índice de Pielou ER	0,7505	[0,49; 0,78]	[0,35; 0,49[OU]0,78; 0,92]	2,79	1	2,79
Índice de Sorensen ER	0,072	[0,161; 0,341]	[0,072; 0,161[OU]0,341; 0,431]	14,27	0,7	9,989
Porcentagem de espécies pioneiras EA	41	[47,54; 58,00]	[42,31; 47,54[OU]58,00; 63,23]	9,75	0	0
Porcentagem de indivíduos pioneiros EA	58	[34,35; 71,78]	[15,63; 34,35[OU]71,78; 90,50]	4,39	1	4,39
Porcentagem de espécies zoocóricas EA	51,85	[52,56; 71,29]	[43,19; 52,56[OU]71,29; 80,66]	2,44	0,7	1,708
Porcentagem de indivíduos zoocóricos EA	70,04	[54,18; 87,59]	[37,48; 54,18[OU]87,59; 104,29]	1,37	1	1,37
Porcentagem de espécies pioneiras ER	36,84	[36,00; 56,20]	[25,90; 36,00[OU]56,20; 66,30]	9,75	1	9,75
Porcentagem de indivíduos pioneiros ER	47,79	[21,46; 51,84]	[6,27; 21,46[OU]51,84; 67,03]	4,39	1	4,39
Porcentagem de espécies zoocóricas ER	84,21	[50,35; 69,21]	[40,93; 50,35[OU]69,21; 78,63]	2,44	0	0
Porcentagem de indivíduos zoocóricos ER	69,03	[69,66; 80,18]	[64,40; 69,66[OU]80,18; 85,44]	1,37	0,7	0,959
NOTA FINAL							48,736	

APÊNDICE C – Ficha de avaliação A15c

Verificador	Valor	Conforme	Parcialmente conforme	Peso	Nota	Subtotal
Densidade total EA	916	[1129; 1843]	[772; 1129[OU]1843; 2200]	1,41	0,7	0,987
Área basal EA	40,2	[28,52; 43,06]	[21,25; 28,52[OU]43,06; 50,33]	1,41	1	1,41
Altura máxima EA	21	[17; 34]	[8; 17[OU]34; 42]	0,25	1	0,25
Altura média EA	9,6	[8,61; 10,97]	[7,43; 8,61[OU]10,97; 12,15]	0,47	1	0,47
Densidade total ER	2266,7	[33064; 46108]	[26542; 33064[OU]46108; 52630]	4,09	0	0
Índice de Margalef EA	4,5610	[10,48; 14,02]	[8,70; 10,48[OU]14,02; 15,80]	6,39	0	0
Índice de Shannon EA	2,73	[3,23; 3,88]	[2,90; 3,23[OU]3,88; 4,21]	2,79	0	0
Índice de Pielou EA	0,8283	[0,63; 0,83]	[0,53; 0,63[OU]0,83; 0,93]	1,32	1	1,32
Índice de Sorensen EA	0,0946	[0,187; 0,361]	[0,100; 0,187[OU]0,361; 0,448]	6,39	1	6,39
Porcentagem de espécies raras EA	0	[26,87; 60,22]	[10,19; 26,87[OU]60,22; 76,89]	1,86	0	0
Índice de Margalef ER	3,5484	[8,94; 16,51]	[5,16; 8,94[OU]16,51; 20,29]	14,27	0	0

Verificador	Valor	Conforme	Parcialmente conforme		Peso	Nota	Subtotal	
Índice de Shannon ER	2,35	[2,37; 3,39]	[1,86; 2,37[OU]3,39; 3,90]	6,39	0,7	4,473
Índice de Pielou ER	0,8905	[0,49; 0,78]	[0,35; 0,49[OU]0,78; 0,92]	2,79	0,7	1,953
Índice de Sorensen ER	0,0754	[0,161; 0,341]	[0,072; 0,161[OU]0,341; 0,431]	14,27	0,7	9,989
Porcentagem de espécies pioneiras EA	30	[47,54; 58,00]	[42,31; 47,54[OU]58,00; 63,23]	9,75	0	0
Porcentagem de indivíduos pioneiros EA	42	[34,35; 71,78]	[15,63; 34,35[OU]71,78; 90,50]	4,39	1	4,39
Porcentagem de espécies zoocóricas EA	40,74	[52,56; 71,29]	[43,19; 52,56[OU]71,29; 80,66]	2,44	0	0
Porcentagem de indivíduos zoocóricos EA	49,78	[54,18; 87,59]	[37,48; 54,18[OU]87,59; 104,29]	1,37	0,7	0,959
Porcentagem de espécies pioneiras ER	28,57	[36,00; 56,20]	[25,90; 36,00[OU]56,20; 66,30]	9,75	0,7	6,825
Porcentagem de indivíduos pioneiros ER	41,18	[21,46; 51,84]	[6,27; 21,46[OU]51,84; 67,03]	4,39	1	4,39
Porcentagem de espécies zoocóricas ER	85,71	[50,35; 69,21]	[40,93; 50,35[OU]69,21; 78,63]	2,44	0	0
Porcentagem de indivíduos zoocóricos ER	94,11	[69,66; 80,18]	[64,40; 69,66[OU]80,18; 85,44]	1,37	0	0
NOTA FINAL							39,506	