



**JOÃO CARLOS COSTA GUIMARÃES**

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS  
MINERADAS DE BAUXITA NA MATA  
ATLÂNTICA**

**LAVRAS – MG**

**2015**

**JOÃO CARLOS COSTA GUIMARÃES**

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS MINERADAS DE BAUXITA  
NA MATA ATLÂNTICA**

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

**Orientador**

Dr. Eduardo van den Berg

**LAVRAS – MG**

**2015**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Guimarães, João Carlos Costa.

Restauração Ecológica de Áreas Mineradas de Bauxita na Mata  
Atlântica / João Carlos Costa Guimarães. – Lavras : UFLA, 2015.  
125 p. : il.

Tese(doutorado)–Universidade Federal de Lavras, 2015.

Orientador(a): Eduardo van den Berg.

Bibliografia.

1. Trajetória sucessional. 2. Regeneração natural. 3.  
Reabilitação. 4. Ecossistema de referência. 5. Floresta tropical. I.  
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

**JOÃO CARLOS COSTA GUIMARÃES**

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS MINERADAS DE BAUXITA  
NA MATA ATLÂNTICA**

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

APROVADA em, 12 de fevereiro de 2015.

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes	UFLA
Dr. Rubens Manoel dos Santos	UFLA
Dra. Gislene Carvalho Castro	UFSJ
Dra. Vera Lex Engel	UNESP

Dr. Eduardo van den Berg

**Orientador**

**LAVRAS – MG**

**2015**

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a Deus! Com certeza Ele é a grande força e o principal analgésico para os momentos adversos que a vida nos traz. Obrigado Senhor por me possibilitar mais esta conquista.

À minha esposa (Stelinha), que esteve ao meu lado por todos esses anos, por apoiar minha decisão de deixar a carreira de engenheiro florestal em multinacional, para partir rumo à docência. Ela me deu forças nos momentos de dúvidas durante o doutorado, e nas incertezas quanto ao futuro. Um beijo querida!

Também ao meu Pai (Guimão), que por sinal sempre foi grande incentivador e apoiador dos estudos. Um Homem batalhador que sempre nos ensinou (a mim e meus irmãos) que devemos trabalhar, e aprender com os sapos que, vez ou outra, somos forçados a engolir. Obrigado pai por TUDO!

Aos meus irmãos Kid e Celso que mesmo distantes, torcem por mim. Sem dúvidas à minha Mãe, que hoje é uma Luz (Luz de Luzia) que ilumina minha vida. Orgulho-me muito por ser seu filho, e agradeço muito a Deus por ter convivido com você durante 31 anos. Obrigado Mãe por todos os ensinamentos e carinho.

Não poderia esquecer os colegas de pós-graduação, entre estes o pessoal do laboratório (Villany, Juninho, Lucas, Evelyn, Gabriela, Carol, Hisaias, Charles, Flávia e Renato), e também do DCF (Rossi, Dalmo, Suely, Felipe, Gleisson, João Munguambe, Carol, Raisa, Josina), e aos que porventura tenha me esquecido.

Também à Companhia Geral de Minas (Alcoa) onde pude colocar em prática várias ideias visando à restauração ecológica de áreas mineradas de bauxita, possibilitando inclusive este trabalho. Às pessoas com quem trabalhei: Cícero, Eduardo Martins, Zanatta, Cristiane, André Martins, Paulo Luciano,

Piva, Éber, Renato Pizol, Lima, Koiti, Cruz, Joaquim, Zézão, Vítor, Eliéder, Walfir, Valdir, Jadir, Lidomar, Pellegrini, Jorge, Timbó, Luís Botelho, Marquinhos. Também ao gerente de operações João Batista Menezes.

Em especial: ao viveirista Sr. Dito (Benedito Joaquim da Silva) que através de seu conhecimento prático aplicado à coleta de sementes e resgate de plântulas, foi decisivo na restauração ecológica de várias minas; ao encarregado de campo Sr. Carlos, que sempre comandou com muita habilidade a equipe de campo; indistintamente a todos os colaboradores da equipe de campo, que dedicam cada gota de suor para que a restauração ecológica saia do papel.

Um grande abraço ao histórico Don Duane Williams, com quem tive a oportunidade de ir ao campo por várias vezes, e refletir sobre restauração ecológica e reabilitação. Também pelos relatos sobre as primeiras experiências de RAD no final da década de 1970, e décadas seguintes. Sem sombra de dúvidas, estes momentos foram fundamentais para meu crescimento profissional. Ao John Gardner, que através de toda sua vivência profissional em RAD mundo afora, influenciou meu trabalho.

Ao prof. Rubens Manoel dos Santos pela inestimável contribuição nas identificações botânicas, e aos ex-estagiários Ricardo e Lucas que foram fundamentais na coleta de dados. Ao prof. Paulo Oswaldo Garcia que foi muito prestativo com todo o seu conhecimento sobre análises estatísticas aplicadas à vegetação.

Ao prof. Eduardo van den Berg, que me orientou no mestrado, e topou me orientar no doutoramento, contribuindo decisivamente na definição do desenho amostral e na estruturação do trabalho. Aos professores componentes da banca de qualificação: Luís Antônio Coimbra Borges, Paulo Oswaldo Garcia, e Rosângela Alves Tristão Borém. Aos professores da banca de defesa: Marco Aurélio Leite Fontes, Gislene Carvalho Castro, Rubens Manoel dos Santos e Vera Lex Engel. Agradeço a todos pela disponibilidade e contribuições.

Aos professores Soraya Alvarenga Botelho e Antônio Cláudio Davide por me aceitarem como aluno de Estágio Docência I e II junto aos alunos da disciplina de RAD. Ao prof. Davide também pela oportunidade para colaborar com o livro que está editando.

Também à Kelly pela força nas formatações e nos trâmites pós-defesa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de estudos entre março de 2011 e julho de 2013.

À Unifei (campus de Itabira) pela oportunidade profissional de tornar-me docente do quadro permanente da instituição, onde, desde agosto de 2013, leciono as disciplinas de Recuperação de Áreas Degradadas, Manejo de Bacias e Gestão Ambiental, aos alunos do curso de engenharia ambiental.

Enfim, a todos que de alguma maneira contribuíram com este trabalho.

## RESUMO GERAL

A atividade minerária gera impactos de diferentes naturezas e intensidades sobre a área em exploração e seu entorno. O planalto de Poços de Caldas, em Minas Gerais, se destaca como uma das regiões precursoras no Brasil no desenvolvimento de técnicas voltadas para a recuperação de áreas degradadas por mineração. Contudo, durante longo período, essas técnicas tiveram como objetivo a mitigação de impacto visual, resultando no uso indiscriminado de espécies exóticas, através da reabilitação. Somente a partir de 2005 houve o desenvolvimento de métodos centrados na mitigação de impactos à biodiversidade por meio da restauração ecológica. O presente trabalho consiste no estudo de um método desenvolvido no planalto, visando a restauração ecológica de florestas nativas. A pesquisa foi estruturada em duas partes, sendo a primeira composta pelo referencial teórico e a segunda subdividida em dois artigos: Artigo I – o objetivo foi avaliar se áreas mineradas originalmente recobertas por Floresta Estacional Semidecidual (FES), em processo de restauração ecológica, através do plantio de mudas com riqueza mínima de 50 espécies nativas e elevada densidade de plantio (aproximadamente 4.200 mudas ha<sup>-1</sup>) apresentam atributos estruturais e funcionais que permitam o restabelecimento dos processos ecológicos observados no ecossistema de referência; Artigo II – consistiu de uma comparação dos “custos × benefícios ecológicos” entre métodos de restauração ecológica e de reabilitação (comum no setor mineral). No artigo I foram avaliadas três áreas mineradas adjacentes em processo de restauração, com idades variando de 21 a 56 meses, assim como a FES circundante. Em uma das áreas foram alocadas 32 unidades amostrais e nas demais 33. Foram inventariados os estratos arbustivo-arbóreo (parcelas de 100 m<sup>2</sup>; DAP ≥ 3,2 cm) e regenerante (subparcelas de 4 m<sup>2</sup>; DAS ≥ 1,0 cm e DAP < 3,2 cm). A recuperação inicial caracteriza-se pelo rápido aumento da densidade de indivíduos nos dois estratos, e de área basal e riqueza de espécies no estrato regenerante. Em termos funcionais, somente a distribuição da riqueza de espécies por guildas de dispersão foi similar à FES. Nos reflorestamentos predominou maior abundância de indivíduos de espécies pioneiras e de espécies anemocóricas, e na FES predominaram as espécies zoocóricas e Clímax exigente de luz. Apesar de ser perceptível a recuperação da riqueza específica, principalmente no estrato regenerante, não foi detectada similaridade florística em relação à FES. Os pontos mais distantes dos reflorestamentos em relação à FES não apresentaram variação na riqueza, diversidade e densidade de indivíduos no estrato regenerante. No artigo II foram comparados três métodos de recuperação de áreas mineradas (Reabilitação; Restauração Ecológica Simples; e Restauração Ecológica Completa), por meio dos custos envolvidos e dos benefícios ecológicos. A Restauração Ecológica Simples apresentou maior

viabilidade econômica, com custo 1% inferior a Reabilitação, enquanto que a Restauração Ecológica Completa apresentou custo superior a 15% em relação às outras técnicas. Considerando-se que a Reabilitação fundamenta-se na cobertura do solo em curto prazo através do uso de espécies exóticas, enquanto que a Restauração Simples enfatiza as variáveis ecológicas no processo de estabelecimento da comunidade, concluiu-se que a Restauração Simples constitui a melhor opção financeiro-ecológica.

**Palavras-chave:** Trajetória sucessional. Regeneração natural. Reabilitação. Ecossistema de referência. Floresta tropical.

## GENERAL ABSTRACT

Mining generates impacts of different kinds and intensities on the area and its surroundings. The Poços de Caldas plateau, in Minas Gerais, stands out as one of the first regions in Brazil to develop techniques aimed at the reclamation of degraded areas by mining. However, for a long time, these techniques were designed to mitigate visual impact, indiscriminately using exotic species. Only from 2005 started the development of methods concentrated in the mitigation of impacts to biodiversity through ecological restoration. This work proposes the study of a method developed in the plateau, aiming at ecological restoration of Atlantic Forest. The research was structured in two parts, the first is the theoretical reference, and the second part is divided into two papers: Paper I - the objective was to assess if mined areas originally covered by Tropical Semideciduous Forest (FES) in process of ecological restoration, planting tree seedlings of 50 native species with high plant density (approximately 4,200 ha<sup>-1</sup>), show structural and functional attributes that enable the restoration of ecological processes observed in the reference ecosystem; Paper II – a "costs × ecological benefits" comparison between ecological restoration and rehabilitation methods (common in the mining sector). Paper I assessed three adjacent mining areas in restoration, aged 21-56 months, as well as the surrounding FES. In one of the areas 32 samples were analyzed, and 33 in the other areas. The tree components (plots of 100 m<sup>2</sup>; DAP ≥ 3.2 cm) and regeneration components (sub-plots of 4 m<sup>2</sup>; DAS ≥ 1.0 cm and DAP < 3.2 cm) were sampled. The initial recovery shows a fast density increase in both components, as well as basal area and species richness increase in the regeneration component. In functional aspects, only the distribution of species richness by dispersal syndrome in restoration areas was similar to de FES. In restoration areas, pioneer and widespread species prevailed, and in FES area zoochorics species and Light Hardwoods prevailed. Although the recovery of specific richness was noticeable, especially in the regeneration component, similarity in floristic composition was not detected in relation to the FES. The farthest points of the reforested areas relative to the FES, did not present variation in richness, diversity and density of individuals in regeneration component. Paper II compared three methods for reclamation of mining areas (Rehabilitation; Simple Ecological Restoration, and Complete Ecological Restoration), through costs involved and ecological benefits. The Simple Ecological Restoration presented higher economic feasibility, costing 1% less than Rehabilitation, while the Complete Ecological Restoration was 15% higher than the other techniques. Considering that Rehabilitation is basically covering the soil with exotic species, and Simple Restoration emphasizes the ecological

variables involved in the process of establishing the community, the conclusion shows that the Simple Restoration is the best financial-ecological option.

**Keywords:** Successional trajectories. Natural regeneration. Rehabilitation. Reference ecosystem. Tropical rain forest.

## LISTA DE FIGURAS

### PRIMEIRA PARTE

- Figura 1 Sequência cronológica do processo de restauração ecológica de uma área minerada de bauxita em Poços de Caldas, MG: A) logo após receber o *topsoil*; B) 4 meses; C) 16 meses; D) 28 meses; E) 40 meses; F) porte da borda aos 40 meses..... 39
- ARTIGO 1
- Figura 1 Localização geográfica das três áreas adjacentes em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e do Ecossistema de Referência, composto por remanescente de Floresta Estacional Semidecidual (FES) circundante, no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais..... 57
- Figura 2 Distribuição de abundância de indivíduos por guildas de regeneração observadas nos estratos arbustivo-arbóreos (A) e regenerante (B), em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. Onde: P – Pioneira; CL – Clímax exigente de Luz; CS – Clímax tolerante à Sombra. Números sobre as barras referem-se à contagem absoluta de indivíduos..... 63
- Figura 3 Distribuição de riqueza específica por guildas de regeneração observadas nos estratos arbustivo-arbóreos (A) e regenerante (B), em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. Onde: P – Pioneira; CL – Clímax exigente de Luz; CS – Clímax tolerante à Sombra. Números sobre as barras referem-se à riqueza específica observada..... 64
- Figura 4 Distribuição de abundância de indivíduos por guildas de dispersão observadas nos estratos arbustivo-arbóreos (A) e regenerante (B), em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. Onde: ANE – Anemocórica; AUT – Autocórica; ZOO – Zoocórica. Números sobre as barras referem-se à contagem absoluta de indivíduos..... 66
- Figura 5 Distribuição de riqueza específica por guildas de dispersão observadas nos estratos arbustivo-arbóreos (A) e regenerante (B), em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. Onde: ANE – Anemocórica; AUT – Autocórica; ZOO – Zoocórica. Números sobre as barras referem-se à riqueza específica observada..... 67

Figura 6	Riqueza específica estimada (Mau Tau), com respectivo erro padrão, para o estrato arbustivo-arbóreo, em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais.....	68
Figura 7	Riqueza específica estimada (Mau Tau), com respectivo erro padrão, para o estrato regenerante, em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais.....	68
Figura 8	Índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ), com respectivo erro padrão, para o estrato arbustivo-arbóreo, em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais.....	69
Figura 9	Índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ), com respectivo erro padrão, para o estrato regenerante, em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais.....	70
Figura 10	Diagrama de ordenação das NMDS para os estratos arbustivo-arbóreos (A) e regenerante (B), em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3), e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. Valores entre parênteses correspondem ao coeficiente de determinação de cada eixo.....	71

## LISTA DE TABELAS

### ARTIGO 1

Tabela 1	Variáveis estruturais e de diversidade de espécies dos estratos arbustivo-arbóreos ( $DAP \geq 3,2$ cm) e regenerante ( $DAS \geq 1,0$ cm), de áreas mineradas para exploração de bauxita, no planalto de Poços de Caldas – MG. Onde: A1, A2 e A3 (áreas em processo de restauração ecológica); FES – Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência).....	61
Tabela S1	Relação das três áreas adjacentes em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, apresentando informações quanto ao tamanho de cada reflorestamento, ano de implantação da restauração ecológica, idade do reflorestamento na data da fitossociologia, posição na encosta, número de unidades amostrais, e distância média entre as parcelas.....	89
Tabela S2	Presença e ausência de famílias e espécies botânicas levantadas em áreas mineradas para exploração de bauxita, no planalto de Poços de Caldas – MG, onde: Estrato (Arb - Arbustivo-Arbóreo; Reg - Regenerante); áreas em processo de restauração (A1, A2 e A3), e ecossistema de referência (FES); Guildas de Regeneração (GE: P - Pioneira; CL - Clímax exigente de Luz; CS - Clímax tolerante à Sombra) e Dispersão (Disp: ANE - Anemocórica; AUT - Autocórica; ZOO - Zoocórica; NC - Não Classificada).....	93
Tabela S3	Relação das espécies botânicas com maiores Valores de Importância (VI%) dos estratos arbustivo-arbóreos e Regenerante, em áreas mineradas para exploração de bauxita, no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. Foram listadas as cinco principais espécies de cada área e da amostra global (valores em negrito). Os demais valores apresentados correspondem àqueles que não estão entre os cinco principais em cada área. Onde: Guildas de Regeneração (GE: P - Pioneira; CL - Clímax exigente de Luz; CS - Clímax tolerante à Sombra); Dispersão (Disp: ANE - Anemocórica; AUT - Autocórica; ZOO - Zoocórica; NC - Não Classificada); áreas em processo de restauração (A1, A2 e A3), e ecossistema de referência (FES).....	97
<b>ARTIGO 2</b>		
Tabela 1	Custos por hectare das atividades para restauração de áreas mineradas de bauxita para os dois métodos estudados.....	113
Tabela 2	Custos por hectare das atividades para reabilitação de áreas mineradas de bauxita.....	114

Tabela 3	Valor Atual dos Custos (R\$/ha) de Implantação e Manutenção para os métodos de recuperação ambiental estudados.....	115
Tabela 4	Aspectos relativos ao embasamento metodológico e à biodiversidade para reabilitação e restauração de áreas mineradas de bauxita no planalto de Poços de Caldas, MG.....	118

## SUMÁRIO

<b>PRIMEIRA PARTE</b>	
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL..... 17</b>
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO..... 20</b>
<b>2.1</b>	<b>Contextualização inicial..... 20</b>
<b>2.2</b>	<b>Interface entre mitigação de impactos ambientais e a definição da estratégia de Recuperação de Áreas Degradadas..... 22</b>
<b>2.3</b>	<b>Planejamento: da mineração até a RAD..... 25</b>
<b>2.4</b>	<b>Reabilitação de áreas mineradas..... 31</b>
<b>2.5</b>	<b>Restauração ecológica de áreas mineradas..... 34</b>
<b>3</b>	<b>OBJETIVOS..... 41</b>
<b>3.1</b>	<b>Objetivo geral..... 41</b>
<b>3.2</b>	<b>Objetivos específicos..... 41</b>
	<b>REFERÊNCIAS..... 43</b>
	<b>SEGUNDA PARTE – ARTIGOS..... 51</b>
<b>ARTIGO 1</b>	<b>UM SISTEMA INOVADOR PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS MINERADAS DE BAUXITA NA MATA ATLÂNTICA..... 52</b>
<b>ARTIGO 2</b>	<b>ANÁLISE DOS CUSTOS E BENEFÍCIOS ECOLÓGICOS DE METODOLOGIAS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL EM MINAS DE BAUXITA..... 102</b>

## **PRIMEIRA PARTE**

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

O planalto de Poços de Caldas, no Sul de Minas Gerais, se destaca no setor mineral em função da ocorrência de minério de bauxita, sendo que os primeiros registros datam de 1919 (WILLIAMS, 2001). Segundo Parisi (1988), as jazidas de bauxita desta região são classificadas em dois tipos: de serra - formadas pela decomposição das rochas alcalinas do dique anelar que delimita a porção norte do planalto, com minério atingindo profundidade, por vezes, superior a 10 m e que, geralmente, encontra-se em áreas recobertas por florestas nativas; de campo – aquelas formadas no interior do planalto, recobertas por campos de altitude.

Contudo a exploração do minério de bauxita resulta em diversos impactos, com destaque para a poluição visual, erosões e assoreamento de corpos d'água, e redução de biodiversidade. Os dois primeiros impactos são normalmente mitigados através de técnicas convencionais de reabilitação, porém as situações de intervenção em ecossistemas florestais nativos levam à perda de espécies de flora e fauna, assim como de suas interações ecológicas.

A mitigação dos impactos à biodiversidade decorrente de mineração de bauxita em florestas nativas pode ser considerada avançada apenas no Oeste da Austrália, cuja vegetação natural é denominada Floresta de Jarrah, sendo que pesquisas revelam elevada similaridade florística entre áreas em processo de restauração ecológica e ecossistemas de referência preservados (KOCH, 2007), assim como nas funções ecossistêmicas (GRANT et al., 2007).

Contudo, a riqueza e complexidade das florestas tropicais são muito superiores às encontradas nas florestas australianas, gerando situações mais complexas em termos de mitigação dos impactos à biodiversidade. Adicionalmente, desde 2007, a Superintendência Regional de Regularização Ambiental do Sul de Minas (SUPRAM-SM) não vem concedendo novas

autorizações para supressão de vegetação florestal. Cabe destacar que os resultados decorrentes dos processos convencionais de reabilitação possivelmente tenham influenciado negativamente neste posicionamento do órgão ambiental, uma vez que a grande maioria das recuperações resultou na formação de tipologias artificiais, dominadas por pequeno número de espécies exóticas, as quais inclusive atuam como filtro biótico, impedindo o avanço da sucessão natural que poderia levar ao retorno de comunidades florestais nativas.

Neste sentido, a presente tese propõe o estudo de um método desenvolvido em áreas mineradas de bauxita, no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, visando à restauração ecológica de florestas nativas, a qual aparentemente é superior aos métodos convencionais de reabilitação. Este trabalho pode se tornar um indicador de que é possível extrair bauxita neste tipo de ecossistema e, posteriormente, restabelecer os processos ecológicos determinantes para a resiliência e manutenção destas florestas, permitindo desta forma o uso racional dos recursos minerais.

O estudo foi estruturado em duas partes, sendo a primeira composta pelo referencial teórico e a segunda composta por dois artigos:

- Artigo I: teve por objetivo avaliar se áreas mineradas, originalmente recobertas por Floresta Estacional Semidecidual em processo de restauração ecológica através de um sistema inovador, envolvendo plantio de mudas com riqueza mínima de 50 espécies nativas e elevada densidade de plantio (aproximadamente 4.200 mudas ha<sup>-1</sup>), apresentam atributos estruturais e funcionais que permitam o restabelecimento dos processos ecológicos observados no ecossistema de referência;
- Artigo II: consistiu de uma comparação dos “custos × benefícios ecológicos” entre métodos de restauração ecológica e de reabilitação

(muito empregadas no setor mineral), de forma a embasar a decisão operacional quanto a escolha da técnica com maior viabilidade ecológico-financeira.

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1 Contextualização inicial**

A atividade minerária consiste em um processo que tem por objetivo remover os minerais desejados da sua posição natural no subsolo (SHRESTHA e LAL, 2006) e, para tanto, gera impactos diretos e indiretos de diferentes naturezas e intensidades sobre a área em exploração e em seu entorno (LONGO et al., 2011). Nos primórdios, a mineração era desenvolvida de forma manual, o que resultava em consequências ambientais de menor gravidade (LORENZO, 1991). No entanto, nas últimas décadas, o desenvolvimento de equipamentos de grande porte e de tecnologias afins, propiciaram maior eficiência e aumento significativo das atividades de mineração e dos respectivos impactos ambientais.

Por constituir um dos setores básicos da economia do Brasil, assim como de muitos outros países, a mineração vem contribuindo de forma decisiva para o bem estar e a melhoria da qualidade de vida das presentes e futuras gerações, pois, a partir da produção minerária criam-se empregos e insumos para a indústria em geral (SOARES e SILVA, 2009), sendo que neste contexto alguns minerais apresentam maior valor econômico do que o solo (SHRESTHA e LAL, 2006). Adiciona-se o fato de que os bens minerais são empregados nos mais diversos produtos consumidos pela sociedade moderna.

Os impactos causados pelas atividades de mineração para superfícies terrestres são graves, muitas vezes resultando em degradação dos ecossistemas naturais (TOPP et al., 2010), causando profundas alterações nas propriedades físicas, químicas, e redução da atividade biológica do solo (CARNEIRO et al., 2008). Contudo, comparativamente a outras atividades antrópicas, tais como a agricultura e a pecuária, os impactos decorrentes da mineração apesar de geralmente serem mais drásticos, ocorrem em uma escala local ou pontual,

afetando uma extensão territorial muito menor (KOBAYAMA et al., 2001; KOBLOITZ et al., 2011; BARROS et al., 2012).

Os métodos de mineração podem ser divididos basicamente em dois: superficial ou a céu aberto, e subterrâneo (MACEDO et al., 2001), sendo que a proximidade dos minerais em relação à superfície da terra é o principal fator para determinar o método mais adequado. A magnitude do impacto da mineração a céu aberto depende da tecnologia de mineração empregada (SHRESTHA e LAL, 2006).

Na atualidade, a mineração é cada vez mais percebida como uma forma temporária de uso da terra, objeto de um planejamento criterioso. Assim, o planejamento de operação e fechamento de uma mina deve considerar plenamente as opções de uso futuro da terra, vislumbrando que as atividades de extração sejam realizadas com viabilidade social e ambiental, e conseqüentemente possibilitando o uso do terreno pós-mineração, melhorando ou mantendo a qualidade de vida da comunidade local (ICMM, 2008; NERI e SÁNCHEZ, 2010). Neste contexto, os aspectos técnicos devem ser observados para permitir a correta utilização desses recursos, através da adoção de ferramentas e métodos que possibilitem a melhoria do processo de lavra, observando-se os devidos cuidados para a minimização dos danos ambientais.

Desde 1988 vigora no Brasil a exigência legal de se recuperar as áreas degradadas pela atividade minerária (BRASIL, 1988). No entanto, ainda subsistem em várias modalidades de mineração dificuldades técnicas que impedem ou dificultam a implantação de medidas eficazes de revegetação desses locais (SILVA e CORRÊA, 2008). Portanto, cabe uma breve contextualização de alguns termos empregados: Recuperação de Áreas Degradadas (RAD), adotado indistintamente na literatura como referência a diferentes técnicas aplicáveis visando reverter a situação de degradação ambiental (ARONSON et al., 2011); Reabilitação, definida como o retorno de um local degradado a uma

condição de equilíbrio ambiental, reparando a produtividade e os serviços ecossistêmicos, sem contudo significar o retorno de estrutura similar à do ecossistema de referência (SER, 2004); Restauração Ecológica é o processo de auxílio ao restabelecimento de ecossistema de referência que foi degradado, danificado ou destruído, sendo considerado restaurado, o ecossistema capaz de manter-se em estrutura e função (SER, 2004).

## **2.2 Interface entre mitigação de impactos ambientais e a definição da estratégia de Recuperação de Áreas Degradadas**

A definição do método que será empregado na Recuperação de Áreas Degradadas (RAD) por mineração deve levar em consideração os riscos ambientais, uso futuro da área, harmonização com o ambiente do entorno, custo e a sustentabilidade do sistema (DIAS e ASSIS, 2011). Portanto, fazer uma análise sistêmica dos principais impactos decorrentes da atividade sobre a área, e seu entorno, é fundamental para definir o uso futuro da área, assim como as ações para se atingir tal propósito.

Frequentemente, o Estudo de Impacto Ambiental e o Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) são pouco conectados com a proposta e execução das medidas mitigadoras (PRADO FILHO e SOUZA, 2004), incluindo as práticas relativas à RAD. As duas etapas são consideradas e executadas de forma estanque, resultando em RAD pouco eficiente e sem conexão ao ecossistema de referência. Tal falta de conexão acaba por não direcionar corretamente as atividades minerárias visando a restauração ecológica ou ao menos a reabilitação da área. Claramente, uma melhor conexão entre estas etapas resulta em maior eficiência no uso de recursos e maiores chances de sucesso nos processos de RAD.

Uma das críticas sofridas por empreendimentos minerários a céu aberto refere-se à remoção da cobertura vegetal e conseqüente exposição do subsolo, o que acarreta um forte impacto visual aos moradores do entorno. Durante um longo período este foi, juntamente com o controle de processos erosivos e estabilidade física do terreno, um dos aspectos mais relevantes em termos de mitigação. Isto levou em muitos locais à introdução indiscriminada de um número restrito de espécies exóticas, selecionadas exclusivamente em função do rápido crescimento em ambientes adversos. Atualmente, muitos desses locais reabilitados sem critérios mais rigorosos em termos ecológicos funcionam como ilhas de baixa diversidade, especialmente quando inseridos em matriz constituída por ecossistemas naturais, gerando pressão sobre estes ecossistemas em função do comportamento invasor de algumas espécies exóticas.

É comum empreendimentos implantarem no entorno da mina uma cortina vegetal constituída por fileiras de espécies arbustivo-arbóreas que apresentam rápido crescimento e copa adensada (FERREIRA et al., 2006). Quando a vida útil da mina prolonga-se por algumas décadas, esta pode ser uma boa alternativa para minimizar o impacto visual. Contudo, em minas com ciclo de vida curto, o tempo que a cortina demandará pra cumprir esta função talvez não justifique o investimento. Quando implantadas de forma adequada, as cortinas vegetais com espécies florestais em minas localizadas em propriedades cujo superficiário não é a empresa mineradora podem propiciar renda adicional ao proprietário após o fechamento da mina em função do corte e venda da madeira, ou mesmo do aproveitamento para benfeitorias em sua propriedade rural.

No entanto, a introdução de espécies exóticas em ecossistemas naturais é considerada umas das maiores ameaças à biodiversidade (TRAVESET e RICHARDSON, 2006). Neste contexto, o uso de espécies exóticas em RAD, ao invés de se constituir em uma medida restauradora dos processos ecológicos,

pode resultar em mais um impacto negativo das atividades de mineração. Assim sendo, no contexto de corpos minerários localizados em matriz constituída por ecossistemas naturais, a introdução de espécies exóticas deve ser mínima, ou idealmente nenhuma e, portanto, não se deve fazer adoção de tal cortina, reduzindo os riscos destas espécies exóticas causarem mais distúrbios na comunidade remanescente (ESPÍNDOLA et al., 2005).

Diante disto, o uso de espécies exóticas deve ser minimizado ou mesmo evitado. Nestas situações, o objetivo deve ser o de atingir a restauração ecológica (SER, 2004), e para tanto se faz necessário o uso de espécies nativas, assim como a compreensão dos principais mecanismos ecológicos que condicionam a sustentabilidade do ecossistema de referência, permitindo que as ações restauradoras propiciem um ecossistema sustentável.

No entanto, existem outros casos nos quais o substrato decorrente da atividade minerária é altamente impeditivo a implantação de um processo de restauração ecológica, sendo que em alguns casos apenas poucas espécies exóticas apresentam capacidade de sobrevivência. Além disso, em determinadas situações o rebaixamento topográfico é tão grande que a cava atinge profundidades inferiores ao nível do lençol freático, condicionando à formação de lagoas artificiais (CASTRO et al., 2011). Locais como estes, podem ser aproveitados para implantação de áreas de lazer, tais como os parques Paulo Leminski, em Curitiba, e Taquaral, em Campinas (FERREIRA et al., 2006).

Portanto, nota-se o caráter interdisciplinar e multidisciplinar das ações requeridas para se atingir condição mínima, que possa resultar em uma conotação de ambiente sustentável após o encerramento da atividade minerária (DIAS e ASSIS, 2011). Profissionais com formação em engenharia florestal, agronomia e biologia são fundamentais quando se busca a RE; enquanto que em um contexto de reabilitação para a constituição de parques recreativos ou

condomínios, além dos profissionais supracitados, podem ser necessários engenheiros civis, arquitetos, geólogos e turismólogos.

### **2.3 Planejamento: da mineração até a RAD**

Quando se pensa em RAD, geralmente a ideia inicial é de revegetação. Entretanto, o sucesso da recuperação ambiental em uma mina não depende apenas da implementação de medidas corretivas ao término das atividades, mas, também, de ações preventivas e gerenciais durante todo o seu ciclo. Neste sentido, é fundamental a já mencionada conexão entre o EIA/RIMA e o RAD. Durante o licenciamento ambiental do empreendimento define-se o uso futuro da área após a mineração, incluindo em determinados casos consultas públicas através de audiências, sendo que existe uma infinidade de alternativas para a recuperação da área, como habitação, comércio, indústria, disposição de resíduos, recreação, agricultura, reflorestamento, conservação ambiental, entre outras.

Nos casos em que se prevê a revegetação, a separação e o armazenamento da camada superficial de solo tornam-se fundamentais (NERI e SÁNCHEZ, 2010). O *topsoil* pode ser definido como a camada representada pelo horizonte A do solo, rico em matéria orgânica, banco de sementes e atividade microbiana (IBAMA, 1990; KOCH, 2007; MARTINS et al., 2009; SANTOS, 2010). O substrato representa a estrutura, cujas características físicas, químicas e biológicas, propiciam o ambiente necessário para que se estabeleça a colonização por plantas (SANTOS, 2010). Esta autora frisa que em situações que se realiza previamente o resgate de flora nativa da área diretamente impactada com objetivo de posteriormente direcioná-la à restauração do local de origem, deve-se pensar em sua introdução em meio que permita o

desenvolvimento de populações capazes de induzir o processo de restauração, sendo que neste sentido o *topsoil* torna-se um pré-requisito indispensável.

A primeira etapa deve ser a remoção do *topsoil* através da operação de decapeamento (IBAMA, 1990; KOCH, 2007; BARROS et al., 2012) e respectivo armazenamento em leiras (GRANT et al., 2007; KOCH, 2007). A definição do tipo e porte dos equipamentos utilizados no decapeamento se dará em função do minério objeto de exploração e do porte do empreendimento (SANTOS, 2010).

Em situações em que o minério encontra-se em maior profundidade recoberto por diferentes horizontes de solo é necessária a separação destas camadas durante as escavações, para, posteriormente, serem colocadas conforme a ordem original em que se apresentavam, atenuando os efeitos indesejáveis oriundos de sua retirada (KOCH, 2007; LUNARDI NETO et al., 2008), entre estes a mistura de horizontes diferentes de solo, o que resulta em perda acentuada da qualidade do material originário do horizonte A. Além desse cuidado, ressalta-se que no *topsoil* a quantidade de sementes e raízes de árvores e arbustos de espécies capazes de germinar, ou brotar, diminui com o tempo de armazenamento (SANTOS, 2010). Portanto, a eficiência da regeneração a partir de propágulos existentes no *topsoil* depende de condições adequadas e é inversamente proporcional ao período de armazenamento (KOCH, 2007; SANTOS, 2010).

Assim, sempre que possível, o uso do *topsoil* deve ser imediato (KOCH, 2007; SANTOS, 2010), como ocorre principalmente nas situações de mineração em faixas (*strip mining*), onde cada frente de lavra possui o formato de longas faixas, em que o *topsoil* que é removido de uma faixa a ser minerada e é espalhado imediatamente na faixa vizinha, cujo minério já foi todo extraído (previamente depositam-se as camadas mais profundas de solo estéril). Este processo é utilizado em minas que se estendem por grandes áreas, como as

minas de bauxita da Austrália, e do norte do Brasil, tais como a Mineração Rio do Norte (MRN) em Porto Trombetas, e Alcoa em Juruti, ambas no estado do Pará. Esta técnica assegura que os componentes biológicos do *topsoil* não sejam degradados pela estocagem (KOCH, 2007).

Após a remoção do *topsoil* procede-se à lavra propriamente dita, ou nos casos de topografia acidentada é necessária a constituição de bancadas para o posicionamento de escavadeiras e caminhões. Quando o mineral encontra-se consolidado, exige-se o uso de explosivos, sendo que o substrato pós-lavra com elevada presença de rochas possivelmente apresentará características impeditivas ao restabelecimento de vegetação com sistema radicular profundo, o que em alguns casos pode atuar como um fator limitante quanto à definição da metodologia de RAD a ser empregada.

Quando da exaustão do minério procede-se à remoldagem topográfica, que consiste na regularização do terreno e suavização para um aspecto próximo ao relevo natural (IBAMA, 1990; GARDNER e BELL, 2007), desde que o substrato apresente boa estabilidade física. Contudo, é importante que a superfície apresente irregularidades, o que confere diversos aspectos positivos, tais como, a formação diversificada de nichos ecológicos e diminuição dos extremos de temperatura (FIGUEREDO et al., 2007). Além disso, este aumento da superfície total da área propicia o movimento vertical e horizontal de água, sendo que os sedimentos, resíduos orgânicos e colóides liberados neste processo depositam-se nas depressões adjacentes (KLEIN et al., 2009), reduzindo a perda de energia da área objeto de recuperação, assim como o assoreamento dos cursos hídricos do entorno.

Neste sentido, uma pesquisa comparou o desenvolvimento de *Mimosa scabrella* Bentham entre áreas com superfície regularizada e áreas com superfície irregularizada, sendo que o desenvolvimento dos indivíduos foi significativamente maior nas áreas com terreno irregular, sendo que este

resultado pode ser atribuído à maior retenção de água e menor escoamento superficial nas cavas da parcela irregular (FIGUEREDO et al., 2007). As áreas com topografia irregular apresentaram maior riqueza e diversidade de espécies vegetais (KLEIN et al., 2009).

A etapa seguinte consiste no espalhamento do *topsoil* e subsolagem (IBAMA, 1990; TÓTOLA e BORGES, 2000; GARDNER e BELL, 2007; KOCH, 2007), sendo que o nível de compactação é provavelmente o parâmetro físico do solo mais importante, e que mais afeta a sobrevivência e crescimento de plantas em minas desativadas (ANGEL et al., 2006). Em solos muito compactados, a porosidade é reduzida, diminuindo a infiltração e a percolação, aumentando o potencial de escoamento superficial (BYRD et al., 2003). A baixa disponibilidade de ar em solos adensados limita o volume de oxigênio, inibindo o crescimento das raízes, desenvolvimento de microrganismos do solo e, conseqüentemente, reduz a adsorção de nutrientes pela vegetação (ZIPPER et al., 2011), e crescimento. Métodos de recuperação devem contemplar a descompactação do terreno, o que reduz a mortalidade de indivíduos arbóreos e melhora o crescimento e estabelecimento das plantas (LARKIN et al., 2008).

Níveis de compactação são influenciados pelo tipo de equipamento utilizado e pela técnica de recuperação (ANGEL et al., 2006). Estudos em reflorestamentos revelaram relações negativas entre a densidade do solo e a sobrevivência de árvores (GARDNER e BELL, 2007; FERREIRA et al., 2010; ZIPPER et al., 2011). Neste contexto a escarificação, ripagem ou subsolagem, auxiliam na atenuação das condições físicas do terreno (IBAMA, 1990; BYRD et al., 2003; KOCH, 2007), sendo que de maneira geral indica-se esta prática em áreas mineradas, assim como em outras áreas que sofreram trânsito intenso de equipamentos pesados.

As atividades de descompactação devem ser sempre executadas durante períodos de estiagem, permitindo o rompimento efetivo das camadas

compactadas, de modo a evitar o espelhamento, que consiste na formação de camada compactada nas paredes dos sulcos (principalmente em terrenos com matriz argilosa), e impede a penetração de raízes, prejudicando o desenvolvimento das plantas (NAVE et al., 2009).

A última etapa antes da revegetação tem a função de disciplinar o escoamento superficial de água e conter processos erosivos, consistindo na instalação do sistema de drenagem definitivo (IBAMA, 1990; BARROS et al., 2012), o qual pode ser construído diretamente sobre o terreno, ou através de alvenaria.

Este sistema é formado por canais escoadouros e de infiltração, e bacias de decantação, sendo recomendável que no dimensionamento e definição do *layout* utilizem-se os conhecimentos advindos da disciplina de conservação de água e solo, permitindo o dimensionamento adequado, evitando possíveis rompimentos deste sistema e carreamento de sedimentos para áreas do entorno e cursos d'água, além de minimizar o uso de máquinas (GUIMARÃES et al., 2012). A função deste sistema se dá principalmente no estágio em que o terreno encontra-se nu, ou parcialmente descoberto, sendo que à medida que a vegetação se estabelece a importância do mesmo diminui.

Em alguns tipos de mineração, a alteração da topografia é extremamente impeditiva ao acerto topográfico, formando-se paredes verticais com algumas dezenas de metros (Exemplo: cavas de granito), ou forma-se uma sucessão de grandes bermas e taludes, criando um profundo “funil” (Exemplo: mineração de ferro). Nestes casos, o foco fica por conta da reabilitação e da definição de declividades que não comprometam a estabilidade dos taludes (CASTRO et al., 2011), sendo praticamente impossível a adoção de técnicas que visem a RE.

Existem algumas minas que são restritas a determinadas porções da paisagem, tais como a extração de areia e argila. Tais minas ocorrem associadas aos cursos d'água, e, portanto, localizam-se nas várzeas, sendo que a retirada do

minério e o rebaixamento do terreno resultam na formação de lagoas marginais ao leito principal do curso d'água (ALMEIDA e SÁNCHEZ, 2005). O entorno destas lagoas antrópicas passam a configurar Áreas de Preservação Permanente (APP), cabendo, portanto, esforços de restauração ecológica de ecossistemas típicos destes ambientes (ALMEIDA e SÁNCHEZ, 2005), observando-se o pré-requisito de que o substrato seja favorável a tal propósito.

Fato ocorrente em situações que o minerador não adota algumas premissas ambientais no planejamento da atividade diz respeito à falta de *topsoil* para a recuperação da área, justamente por que o mesmo foi extraído da área junto com o minério, ou foi depositado no fundo da cava e no final da remoldagem ficou encoberto por material de horizontes inferiores de solo. Apesar da difusão da importância do *topsoil*, em muitas empresas de pequeno porte isto é bastante comum. Nestas situações o substrato objeto de RAD possui propriedades típicas de horizonte C, e, portanto, não apresenta condições básicas para o desenvolvimento de vegetação. Neste caso o uso de compostos orgânicos deve ser considerado, pois propiciará melhores condições químicas e físicas ao substrato, contribuindo para o estabelecimento da vegetação (TÓTOLA e BORGES, 2000). Contudo, cuidado especial deverá ser dispensado em relação à qualidade do composto orgânico, especialmente para evitar a introdução de espécies exóticas invasoras, e principalmente de elementos tóxicos, especialmente, se o objetivo for a RE.

A calagem deve ser avaliada quanto a real necessidade, pois a grande variedade de comportamento entre as espécies florestais nativas reforça que o uso de corretivos em reflorestamentos em solos ácidos deve ser mínimo (FURTINI NETO et al., 2004). Além disso, para algumas espécies nativas que ocorrem em solos ácidos, a importância da calagem recai principalmente na oferta adicional de Ca e Mg, o que propicia maior incorporação de biomassa pelas plantas (FURTINI NETO et al., 1999; NAVE et al., 2009), especialmente

para as pioneiras e secundárias (FURTINI NETO et al., 1999), sendo que neste caso o calcário deve ser adicionado na cova de plantio junto com o fertilizante químico.

Fertilizantes químicos também devem ser utilizados para compensar as perdas de fertilidade decorrentes do processo de mineração (IBAMA, 1990; FURTINI NETO et al., 2004; GRANT et al., 2007). Em áreas objeto de RAD desprovidas de *topsoil*, a dosagem de fertilizante, tanto no plantio quanto na manutenção, deve ser superior àquelas de áreas que tiveram uso de *topsoil*, elevando os custos de revegetação.

#### **2.4 Reabilitação de áreas mineradas**

Embora o objetivo ideal para o uso do solo pós-mineração seja geralmente o de restaurar condições ambientais similares àquelas preexistentes, em muitos casos tal estratégia é impraticável devido à falta de alternativas técnicas adequadas, ou ao alto custo. Entretanto, é possível planejar o uso de uma paisagem, de forma a atingir uma situação com igual, ou mesmo maior valor social e, ou, ambiental (no caso de áreas que tenham sofrido alteração antropogênica anterior à mineração, sem o manejo adequado, apresentando quadro de perturbação ou degradação), sendo esta uma maneira da indústria mineral contribuir para a sustentabilidade em longo prazo de uma região (MALLO et al., 2010).

Outra possibilidade é a transformação das áreas em parques temáticos, museus, espaços para educação ambiental, ou, até mesmo, uso das cavas como atrativo turístico (SOARES e SILVA, 2009; CASTRO et al., 2011). Algumas destas cavas são construídas parcialmente, ou totalmente, abaixo do nível do lençol de águas subterrâneas, e como consequência, quando do encerramento das operações de drenagem ao término da atividade de lavra, essas cavas são

naturalmente inundadas, formando lagoas (MALLO et al., 2010; CASTRO et al., 2011), em alguns casos conferindo beleza cênica ímpar para o local.

Quando o substrato impede o retorno de ecossistemas similares aos de referência, mas permite a implantação de vegetação com potencial de geração de renda, o direcionamento para projetos com objetivo de implantação de florestas de produção, pastagens ou mesmo agricultura, tornam-se interessantes do ponto de vista socioambiental, pois garantem geração de renda local, e o restabelecimento de parte das funções ambientais preexistentes, e, portanto, reduz as modificações permanentes em relação às condições originais.

Em muitas regiões mineradoras as iniciativas de RAD tiveram início a partir do uso de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp., espécies que já apresentavam resultados promissores no final da década de 1970 (CHIARANDA et al., 1983; IBAMA, 1990). Porém, estas espécies não eram adotadas com o objetivo de se gerar renda ao proprietário local, mas sim por suas características silviculturais e tolerância a substratos degradados, proporcionando recobrimento do terreno em curto espaço temporal, mitigando os processos erosivos e o impacto visual, atenuando as cobranças da população.

Atualmente, existe um consenso de que um empreendimento de mineração deve deixar um legado positivo para a comunidade afetada (SÁNCHEZ et al., 2013), e, portanto, o uso de plantios puros com espécies comerciais (florestais ou não) deve ser fundamentado pelo objetivo de se gerar fontes alternativas de renda ao proprietário da terra. Neste caso, deve-se ter como meta atingir níveis de produtividade similares àqueles de áreas que não foram submetidas à mineração, tornando-se necessárias linhas de pesquisa que tenham por objetivo a mensuração da produtividade e o reconhecimento dos possíveis gargalos existentes (GUIMARÃES et al., 2012). Projetos de reabilitação com este contexto permitem um aporte adicional de renda ao longo dos anos aos superficiários de áreas que foram mineradas.

Além do direcionamento ao uso econômico, existem muitos projetos de RAD em áreas mineradas que visam atingir a restauração ecológica, porém equivocadamente adotam ferramentas que só possibilitam a reabilitação (NAPPO et al., 2000; GUIMARÃES, 2008; NERI e SÁNCHEZ, 2010, BARROS et al., 2012). Um exemplo é o plantio de mudas de espécies arbóreas consorciadas com tapete verde, o qual consiste na sementeira em área total de um coquetel de gramíneas, ervas e arbustos, que apresentam em geral rápido crescimento (NAPPO et al., 2000; GUIMARÃES, 2008; NERI e SÁNCHEZ, 2010).

A mitigação do impacto visual e o controle de processos erosivos se dão em curta escala de tempo com o uso do tapete verde (GUIMARÃES et al., 2012). Porém, colateralmente resulta em menor expressão da resiliência através da germinação de sementes do *topsoil*, afetando o estabelecimento de espécies nativas, uma vez que o tapete verde atua como um filtro biótico à chegada e, ou, estabelecimento de novas espécies (DURIGAN et al., 2010; ARONSON et al., 2011).

Este tipo de prática é indicado apenas para casos extremos em que o *topsoil* apresente baixa resiliência, ou em minas em que não existe disponibilidade deste material. Mesmo assim, ressalta-se a importância de se avaliar de maneira bastante criteriosa as espécies que constituirão o tapete verde, de forma a evitar o uso de espécies exóticas que apresentem comportamento invasor ou dominante, as quais podem limitar o progresso do processo de recuperação, ou gerar pressões aos ecossistemas naturais adjacentes.

Portanto, áreas mineradas em processo de reabilitação através da introdução de espécies exóticas, podem ser classificadas como neoecossistemas ou, em alguns casos como ecossistemas híbridos. Segundo Hobbs et al. (2009) a distinção entre um ou outro é arbitrária, sendo que nos neoecossistemas as características estruturais e/ou funcionais são completamente alteradas em

relação ao ecossistema de referência, podendo apresentar composição predominante de espécies exóticas; enquanto que nos ecossistemas híbridos, são mantidas algumas características do ecossistema original, incluindo a manutenção de algumas espécies nativas em conjunto com espécies exóticas. Portanto, esses novos ecossistemas resultam da resposta biótica a condições abióticas induzidas por ações antrópicas, ou pela introdução de novos elementos bióticos (HOBBS et al., 2006). O processo de mineração implica em mudanças abióticas decorrentes da degradação do solo (BARROS et al., 2013), e o uso de espécies exóticas durante a reabilitação, corresponde à introdução de novos elementos bióticos na paisagem local.

Estas combinações de espécies e/ou novas condições abióticas, implicam em esforços crescentes para compreender o funcionamento e as opções para o manejo desses locais (HOBBS et al., 2009). Portanto, em áreas mineradas sempre que possível deve-se evitar o uso de espécies exóticas, privilegiando a adoção de espécies nativas, reduzindo os efeitos negativos na paisagem e a necessidade de intervenções futuras.

## **2.5 Restauração ecológica de áreas mineradas**

O uso consciente de técnicas com vistas a atingir a restauração ecológica de áreas mineradas se deu principalmente na década de 2000, após o reconhecimento de que o uso de espécies exóticas selecionadas em função do rápido crescimento, corriqueiramente leva a constituição de neoecossistemas (ou de ecossistemas híbridos) muito divergentes em relação àqueles de referência. Destaca-se também que o grande desafio em termos de mitigação dos impactos ambientais em áreas mineradas localizadas em ecossistemas naturais consiste na mitigação dos impactos à biodiversidade (GUIMARÃES et al., 2012), sendo que

as técnicas de reabilitação tradicionalmente utilizadas não são suficientes para mitigar este tipo de impacto.

A restauração ecológica baseia-se nos padrões ecológicos de sucessão secundária de ecossistemas de referência e busca formas alternativas de replicar tais padrões (SER, 2004), utilizando a silvicultura como uma das ferramentas para tal objetivo em reflorestamentos. Adicionalmente, cabe destacar que o restaurador passou a reconhecer que as ações antrópicas são limitadas quanto ao restabelecimento da sucessão secundária. O resultado final da restauração ecológica não é unidirecional, resultando em apenas um clímax pré-definido, sendo que inúmeras variações ao longo da trajetória de desenvolvimento do ecossistema degradado podem levar a comunidade a diferentes níveis de organização e estrutura (SER, 2004; LEITE e RODRIGUES, 2008; ISERNHAGEN et al., 2009; MARTINS et al., 2009).

Estados alternativos estáveis ao longo da trajetória do ecossistema podem conferir função e estrutura de áreas em restauração divergentes em relação ao ecossistema de referência (HOBBS et al., 2009), ou funções similares ao ecossistema de referência, porém com estrutura diferente (HOBBS et al., 2006). A mudança de um estado alternativo estável para outro, ao longo da trajetória do ecossistema, implica em ultrapassar limiares, que podem ser decorrentes de condições bióticas ou abióticas (HOBBS et al., 2006). Os limiares podem ser definidos como limites de transição onde pequenas mudanças nas condições ambientais, resultam em grandes mudanças em outras variáveis que caracterizam o seu estado (SUDING e HOBBS, 2009).

Um ecossistema restaurado deve possuir recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem auxílio adicional (SER, 2004). Assim, destacam-se nove atributos considerados fundamentais para se atingir êxito na restauração (SER, 2004): composição de espécies similar ao ecossistema de referência; riqueza de espécies nativas no máximo grau possível;

presença de todos os grupos funcionais necessários ao desenvolvimento ou estabilidade; ambiente físico adequado à reprodução das espécies; funcionamento normal; integração com a paisagem; eliminação de ameaças à integridade; resiliência aos distúrbios normais; o ecossistema restaurado ser autossustentável.

Os atributos elencados pela SER (2004) indicam que é fundamental aprimorar as técnicas de reprodução de espécies vegetais. Na Mata Atlântica existe um bom nível tecnológico para produção de mudas (BARBOSA et al., 2009a), assim como o conhecimento dos aspectos silviculturais e ecológicos de diversas espécies nativas. Estas pesquisas de base são fundamentais para possibilitar a adoção de uma maior diversidade de espécies em projetos de restauração ecológica, assim como de espécies de diferentes grupos funcionais (SER, 2004), auxiliando na implantação do processo de sucessão secundária.

O ciclo silvigenético pode ser caracterizado como uma cadeia de mudanças estruturais que um trecho da floresta sofre após algum evento de distúrbio, o qual desencadeia alterações em biomassa e densidade na comunidade (OLDEMAN, 1989), resultando em dinâmica estrutural, tanto em escala espacial quanto temporal. Machado e Oliveira-Filho (2010) comentam que no estágio de construção inicial, após cessar o distúrbio que deu origem à clareira, ocorre aumento simultâneo da densidade de plantas e área basal, sendo que Brokaw (1985) identificou elevada densidade de indivíduos de espécies pioneiras em clareiras grandes (tamanho superior a 150 m<sup>2</sup>) com seis anos de formação.

As interações planta-animal desempenham papel relevante em termos de restauração e manutenção de ecossistemas tropicais. A restauração ecológica pode ser potencializada pela presença de espécies com síndrome de dispersão zoocórica que apresentem assincronismo durante a fenofase de frutificação, o que resulta em condição favorável à atração de fauna ao longo de um período

maior do ano (GARCIA et al., 2009; SANSEVERO et al., 2011). Este aumento na oferta de recursos amplia o aporte de propágulos alóctones trazidos por animais (BARBOSA et al., 2009b). Portanto, o plantio de maior densidade de mudas de espécies zoocóricas estimula a atração de agentes dispersores, e potencializa o recrutamento de plantas no estrato regenerante (SANSEVERO et al., 2011), devendo ser preconizada.

O predomínio em florestas tropicais da síndrome de dispersão zoocórica (TABARELLI e PERES, 2002) revela que existem diversas espécies nativas que podem ser adotadas em projetos de restauração ecológica com o propósito de ampliar a oferta de recursos alimentares para a fauna. O uso de espécies nativas em detrimento das exóticas é reforçado pelo desconhecimento de como as exóticas interferem na cadeia trófica local, podendo favorecer em demasia uma determinada população animal em detrimento de outras, agravando a amplitude dos impactos ambientais.

O restabelecimento dos níveis de ciclagem de nutrientes similares aos de ecossistemas naturais é fundamental na restauração ecológica de comunidades florestais (SER, 2004; BRANCALION et al., 2009), mesmo porque a adição de nutrientes via fertilizantes químicos concentra-se nos primeiros anos após a implantação, normalmente não ultrapassando os três primeiros. Daí a importância de acompanhar os níveis de produção de serapilheira como indicador do restabelecimento dos níveis de ciclagem de nutrientes, sendo que a decomposição desta matéria orgânica é fundamental para o crescimento e desenvolvimento da vegetação.

A resiliência de áreas mineradas tem relação direta com a remoção, estocagem e posterior uso do *topsoil* na restauração ecológica (KOCH, 2007), sendo fundamental para a regeneração natural. A proximidade com remanescentes naturais também influencia o potencial de resiliência, uma vez que estas áreas atuam como fontes de propágulos (PARROTTA et al., 1997;

SER, 2004; SUGANUMA et al. 2014). Adicionalmente, a restrição ao uso de tapete verde também auxilia nos níveis de resiliência da área em processo de restauração ecológica, uma vez que muitas espécies exóticas possuem grande adaptação competitiva, dificultando ou mesmo anulando a regeneração de espécies nativas (MARTINS et al., 2004), especialmente pelo potencial de algumas destas espécies no aumento da biomassa do estrato rasteiro (MARTINS et al., 2011).

Na mineração de bauxita do planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, existem algumas áreas em processo de restauração ecológica visando o restabelecimento da trajetória de desenvolvimento do ecossistema de referência (Figura 1). Estas áreas apresentam algumas peculiaridades favoráveis (GUIMARÃES, 2008): tamanho reduzido das frentes de lavra, variando entre 2 e 3 ha; tempo curto entre a supressão da floresta e o espalhamento do *topsoil* (após o esgotamento da mina), entre 1 e 1,5 anos; a matriz constituída por floresta nativa.

Além disso, nestas áreas tomaram-se alguns cuidados, tais como a eliminação do uso do tapete verde; plantio de mudas de no mínimo 50 espécies nativas; resgate de plântulas previamente ao desmate, possibilitando em alguns casos a produção de mudas de espécies cuja obtenção de sementes é difícil, ou que apresentam restrições quanto à quebra de dormência; remoção de serapilheira de florestas previamente à supressão para mineração, e espalhamento imediato em áreas adjacentes em processo de implantação de restauração ecológica. O conjunto destas ações, somado ao plantio adensado (aproximadamente 4.200 mudas ha<sup>-1</sup>), possibilitou o fechamento do dossel no início da segunda estação chuvosa (GUIMARÃES et al., 2013).

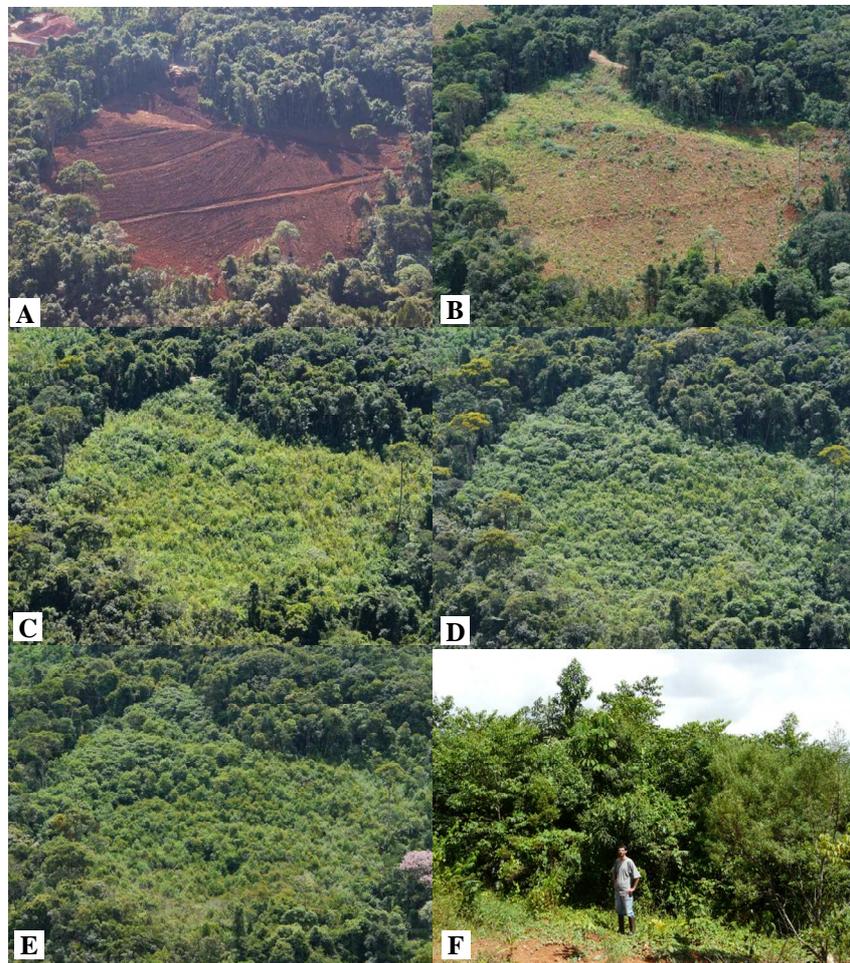


Figura 1 Sequência cronológica do processo de restauração ecológica de uma área minerada de bauxita em Poços de Caldas, MG: A) logo após receber o *topsoil*; B) 4 meses; C) 16 meses; D) 28 meses; E) 40 meses; F) porte da borda aos 40 meses.

Fonte: Arquivo pessoal.

A conjunção de todos os fatores possibilitou uma elevada densidade de plantas, resultante da soma das mudas plantadas com as plântulas regenerantes do banco de sementes do *topsoil* e da serapilheira, assim como dos indivíduos

provenientes da chuva de sementes propiciada pelo entorno (conforme apresentado no Artigo I desta tese). O fato de o *topsoil* estar livre do filtro biótico imposto pelas espécies exóticas do tapete verde provavelmente seja fator decisivo neste processo, além de propiciar o estabelecimento de outras formas de vida, tais como ervas e lianas, as quais também são relevantes na restauração ecológica (DOWARAH et al., 2009).

O aspecto visual destas áreas pode ser interpretado como similar ao que ocorre no estágio de construção inicial de clareiras, conforme apresentado por Brokaw (1985), com elevada densidade de plantas. Cabe ressaltar que as áreas mais antigas em processo de restauração ecológica no planalto de Poços de Caldas tiveram a implantação no final de 2005 (GUIMARÃES et al., 2013) e, portanto, ainda são relativamente recentes para permitir conclusões mais assertivas.

### **3 OBJETIVOS**

#### **3.1 Objetivo Geral**

Avaliar áreas mineradas de bauxita em processo de restauração ecológica, com enfoque no restabelecimento de vegetação similar ao ecossistema de referência, constituído por Floresta Estacional Semidecidual.

#### **3.2 Objetivos Específicos**

- analisar o potencial ecológico de um sistema inovador para restauração ecológica de ecossistemas florestais degradados por mineração de bauxita na Mata Atlântica. Para tanto, foram avaliadas áreas mineradas de bauxita em estágio inicial de restauração ecológica (21, 34 e 56 meses), por meio de comparação com o ecossistema de referência, constituído por Floresta Estacional Semidecidual. Os indicadores de sucesso foram divididos em atributos estruturais (densidade e área basal) e de diversidade (riqueza e diversidade de espécies, e distribuição em guildas funcionais). (Artigo I);
- fazer uma análise comparativa do “custo × benefício ecológico” entre técnicas convencionais de reabilitação e técnicas inovadoras de restauração ecológica, visando à formação de Floresta Estacional Semidecidual em áreas mineradas de bauxita, partindo-se das seguintes hipóteses: a) restauração ecológica apresenta maior custo de implantação, em função da elevada densidade de plantio de mudas; b) a reabilitação apresenta maior custo de manutenção devido aos custos operacionais envolvidos no controle de gramíneas exóticas, introduzidas através do tapete verde; c) a relação “custo x

benefício ecológico” indica que as técnicas de restauração ecológica devem ser adotadas em detrimento à reabilitação (Artigo II).

## REFERENCIAS

- ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. R. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 29, n. 1, p. 47-54, 2005.
- ANGEL, P. N. et al. Surface mine reforestation research: evaluation of tree response to low compaction reclamation. In: ICARD AND ASMR CONFERENCE, 7., 2006, St. Louis. **Proceedings...** St. Louis: [s. n.], 2006. p. 45-58.
- ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **Instituto Florestal. Série Registros**, São Paulo, v. 44, p. 1-48, 2011.
- BARBOSA, L. M. et al. Diagnóstico sobre produção de sementes e mudas de espécies florestais nativas do estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SEMENTES, 16., 2009, Curitiba. **Resumos...** Londrina: Associação Brasileira de Tecnologia de Sementes, 2009a. p. 527.
- BARBOSA, J. M. et al. Ecologia da dispersão de sementes em florestas tropicais. In: MARTINS, S. V. (Org.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa, MG: UFV, 2009b. v. 1, p. 52-73.
- BARROS, D. A. et al. Characterization of the bauxite mining of the Poços de Caldas alkaline massif and its socio-environmental impacts. **REM: Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 65, n. 1, p. 127-133, 2012.
- BARROS, D. A. et al. Soil physical properties of high mountain fields under bauxite mining. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 37, n. 5, p. 419-426, 2013.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Uma visão ecossistêmica do processo de restauração ecológica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, 2009, p. 78-85.
- BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília: Senado Federal, 1988. 292 p.

BROKAW, N. V. L. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecology**, Durham, v. 66, n. 3, p. 682-687, 1985.

BYRD, E. J. et al. Soil water percolation and erosion on uncompacted surface mine soil in eastern Kentucky. In: ANNUAL NATIONAL MEETING AMERICA SOCIETY FOR SURFACE MINING AND RECLAMATION, 19., 2003, Montavesta. **Proceedings...** Lexington: ASMR, 2003, p. 1049-1058.

CARNEIRO, M. A. C. et al. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronosssequências de reabilitação após a mineração de bauxita. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 2, p. 621-632, 2008.

CASTRO, M. F. M.; LIMA, H. M.; FLÔRES, J. C. C. Panorama do fechamento de mina em Minas Gerais, Brasil. **REM: Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 64, n. 2, p. 205-211, 2011.

CHIARANDA, R.; POGGIANI, F.; SIMÕES, J. W. Crescimento das árvores e deposição de folhedo em talhões florestais plantados em solos alterados pela mineração do xisto. **IPEF: Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais**, Piracicaba, n. 25, p. 25-28, 1983.

CONSELHO INTERNACIONAL DE MINERAÇÃO E METAIS.  
**Planejamento para o fechamento integrado de mina**: kit de ferramentas. Londres, 2008. 88 p.

DIAS, L. E.; ASSIS, I. R. Restauração ecológica em áreas degradadas pela mineração. In: BARBOSA, L. M. (Org.). **SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**, 4., São Paulo, 2011. **Anais...** São Paulo: [s. n.], 2011. p. 79-87.

DOWARAH, J. et al. Eco-restoration of a high-sulphur coal mine overburden dumping site in northeast India: a case study. **Journal of Earth System Science**, Heidelberg, v. 118, n. 5, p. 597-608, 2009.

DURIGAN, G. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 2010, p. 471-485, 2010.

ESPÍNDOLA, M. B. et al. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, Florianópolis, v. 18, n. 1, p. 27-28, 2005.

FERREIRA, G. C.; DAITX, E. C.; DALLORA NETO, C. Impactos ambientais associados a desmonte de rocha com uso de explosivos. **Geociências**, São Paulo, v. 25, n. 4 p. 467-473, 2006.

FERREIRA, W. C. et al. Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 4, p. 651-660, 2010.

FIGUEREDO, A. G.; SEVEGNANI, L.; AUMOND, J. Recuperação de área degradada por mineração de argila, com o uso de *Mimosa scabrella* Benth. (Fabaceae), Doutor Pedrinho, SC. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, p. 741-743, 2007.

FURTINI NETO, A. E. et al. Fertilization in native species reforestation. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. (Ed.). **Forest nutrition and fertilization**. Piracicaba: IPEF, 2004, p. 347-378.

FURTINI NETO, A. E. et al. Liming effects on growth of native woody species from Brazilian Savannah. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 5, p. 829-837, 1999.

GARCIA, L. C.; BARROS, F. V.; LEMOS FILHO, J. P. Fructification phenology as an important tool in the recovery of iron mining areas in Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 69, n. 3, p. 887-893, 2009.

GARDNER, J. H.; BELL, D. T. Bauxite mining restoration by AlcoaWorld Alumina Australia in Western Australia: social, political, historical, and environmental contexts. **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, n. 4, p. 3-10, 2007. Supl.

GRANT, C. D.; WARD, S. C.; MORLEY, S. C. Return of ecosystem function to restored bauxite mines in Western Australia. **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, n. 4, p. 94-103, 2007. Supl.

GUIMARÃES, J. C. C. et al. Avaliação dos aspectos e impactos ambientais decorrentes da mineração de bauxita no Sul de Minas Gerais. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 8, n. 15, p. 321-333, 2012.

GUIMARÃES, J. C. C. et al. Cost analysis and ecological benefits of environmental recovery methodologies in bauxite mining. **Cerne**, Lavras, v. 19, n. 1, p. 9-17, 2013.

GUIMARÃES, J. C. C. Reabilitação de minas de bauxita em florestas nativas: "método tradicional" versus "método ecológico". **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 29, n. 244, p. 30-33, 2008.

HOBBS, R. J. et al. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological World order. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 15, p. 1-7, 2006.

HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HARRIS, J. A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 24, n. 11, p. 599-605, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração**: técnicas de revegetação. Brasília, 1990. 96 p.

ISERNHAGEN, I. et al. Abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela re-construção de uma floresta (fase atual). In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, 2009. p. 31-37.

KLEIN, A. S. et al. Regeneração natural em área degradada pela mineração de carvão em Santa Catarina, Brasil. **REM: Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 62, n. 3, p. 297-304, 2009.

KOBIYAMA, M.; MINELLA, J. P. G.; FABRIS, R. Áreas degradadas e sua recuperação. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 210, p. 10-17, 2001.

KOBLITZ, R. V. et al. Ecologia de paisagens e licenciamento ambiental. **Natureza e Conservação**, Curitiba, v. 9, n. 2, p. 244-248, 2011.

KOCH, J. M. Alcoa's mining and restoration process in South Western Australia. **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, n. 4, p. 11-16, 2007. Supl.

LARKIN, J. L. et al. Small mammal response to vegetation and spoil conditions on a reclaimed surface mine in eastern Kentucky. **Southeastern Naturalist**, New York, v. 7, n. 3, p. 401-412, 2008.

LEITE, E. C.; RODRIGUES, R. R. Análise do mosaico silvático em um fragmento de floresta tropical estacional no sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 443-452, 2008.

LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. Í.; MELO, W. J. D. Recuperação de solos degradados na exploração mineral de cassiterita: biomassa microbiana e atividade da desidrogenase. **Bragantia**, Viçosa, MG, v. 70, n. 1, p. 132-138, 2011.

LORENZO, J. S. **Regeneração natural de uma área minerada de bauxita em Poços de Caldas, MG**. 1991. 151 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1991.

LUNARDI NETO, A. et al. Atributos físicos do solo em área de mineração de carvão influenciados pela correção da acidez, adubação orgânica e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 4, p. 1379-1388, 2008.

MACEDO, A. J. B.; BAZANTE, A. J.; BONATES, E. J. L. Seleção do método de lavra: arte e ciência. **REM: Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 54, n. 3, p. 221-225, 2001.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botânica Brasílica**, Porto Alegre, v. 24, n. 1, p. 250-261, 2010.

MALLO, J. C. et al. Aquaculture: an alternative option for the rehabilitation of old mine pits in the Pampasian Region, southeast of Buenos Aires, Argentina. **Mine Water and the Environment**, Heidelberg, v. 29, n. 4, p. 285-293, 2010.

MARTINS, C. R. et al. Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 34, n. 1, p. 73-90, 2011.

MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* p. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 6, p. 739-747, 2004.

MARTINS, S. V. et al. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S. V. (Org.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa, MG: UFV, 2009. v. 1, p. 19-51.

NAPPO, M. E.; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Regeneração natural em sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Bentham, implantados em áreas mineradas, em Poços de Caldas, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 24, n. 3, p. 297-307, 2000.

NAVE, A. G. et al. Descrição das ações operacionais de restauração. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, 2009. p. 176-217.

NERI, A. C.; SÁNCHEZ, L. E. A eficácia das medidas de recuperação ambiental implantadas em minas de calcário para cimento. **REM: Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 63, n. 2, p. 371-378, 2010.

OLDEMAN, R. A. A. Dynamics in tropical rain forests. In: HOLM-NIELSEN, L. B.; NIELSEN, I. C.; BALSLEV, H. (Ed.). **Tropical forest: botanical dynamics, speciation and diversity**. London: Academic, 1989. p. 3-21.

PARISI, C. A. Jazidas de bauxita da região de Poços de Caldas, Minas Gerais – São Paulo. In: SCHOBENHAUS, C.; COELHO, C. E. S. **Principais depósitos minerais do Brasil**. Brasília: DNPM/CVRD, 1988. v. 3, 670 p.

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1/2, p. 21-42, 1997.

PRADO FILHO, J. F.; SOUZA, M. P. O licenciamento ambiental da mineração no Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais – uma análise da implementação de medidas de controle ambiental formuladas em EIAs/RIMAs. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 343-349, 2004.

SÁNCHEZ, L. E.; SILVA-SÁNCHEZ, S. S.; NERI, A. C. **Guia para planejamento do fechamento de mina**. Brasília: Instituto Brasileiro de Mineração, 2013. 224 p.

SANSEVERO, J. B. B. et al. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, Malden, v. 19, n. 3, p. 379-389, 2011.

SANTOS, L. M. **Restauração de campos ferruginosos mediante resgate de flora e uso de topsoil no quadrilátero ferrífero, Minas Gerais**. 2010. 241 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

SHRESTHA, R. K.; LAL, R. Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. **Environment International**, New York, v. 32, n. 6, p. 781-796, 2006.

SILVA, L. C. R.; CORRÊA, R. S. Sobrevivência e crescimento de seis espécies arbóreas submetidas a quatro tratamentos em área minerada no cerrado. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 4, p. 731-740, 2008.

SOARES, E. M.; SILVA, M. F. T. O turismo como alternativa para recuperação de áreas degradadas pela mineração. **Turismo e Sociedade**, Curitiba, v. 2, n. 1, p. 90-104, 2009.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>>. Acesso em: 22 dez. 2014.

SUDING, K. N.; HOBBS, R. J. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 24, n. 5, p. 271-279, 2009.

SUGANUMA, M. S.; ASSIS, G. B.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic forest. **Community Ecology**, Budapest, v. 15, n. 1, p.27-36. 2014.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, Essex, v. 106, n. 2, p. 165-176, 2002.

TOPP, W.; THELEN, K.; KAPPES, H. Soil dumping techniques and afforestation drive ground-dwelling beetle assemblages in a 25-year-old open-

cast mining reclamation area. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 36, n. 6, p. 751-756, 2010.

TÓTOLA, M. R.; BORGES, A. C. Growth and nutritional status of Brazilian wood species *Cedrella fissilis* and *Anadenanthera peregrina* in bauxite spoil in response to arbuscular mycorrhizal inoculation and substrate amendment. **Brazilian Journal of Microbiology**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 257-265, 2000.

TRAVESET, A.; RICHARDSON, D. M. Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. **Trends in Ecology e Evolution**, Cambridge, v. 21, n. 4, p. 208-216, 2006.

WILLIAMS, D. **Memorial da companhia geral de Minas: seus 65 anos (1935 - 2000) e apontamentos da mineração no planalto de Poços de Caldas**. Poços de Caldas: Alcoa, 2001. 151 p.

ZIPPER, C. E. et al. Restoring forests and associated ecosystem services on Appalachian coal surface mines. **Environmental Management**, New York, v. 47, n. 5, p. 751-765, 2011.

**SEGUNDA PARTE - ARTIGOS**

## **ARTIGO 1**

### **Um sistema inovador para a restauração ecológica de áreas mineradas de bauxita na Mata Atlântica**

Artigo redigido conforme as normas do periódico Restoration Ecology.

## UM SISTEMA INOVADOR PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS MINERADAS DE BAUXITA NA MATA ATLÂNTICA

### AN INNOVATIVE SYSTEM FOR BAUXITE MINED AREAS RESTORATION IN THE ATLANTIC FOREST

**Resumo:** Quase 20% das áreas protegidas da Mata Atlântica estão ameaçadas por concessões minerárias, as quais poderão entrar em operação caso seja aprovado o novo Código de Mineração, reforçando a necessidade de desenvolvimento de técnicas adequadas à restauração ecológica dos ecossistemas florestais desse bioma. Foram avaliadas três áreas adjacentes mineradas de bauxita em processo de restauração através de um sistema inovador, com idades variando de 21 a 56 meses, assim como o ecossistema de referência circundante. Foi testado se estes reflorestamentos em estágio inicial de sucessão apresentaram atributos estruturais e funcionais, que permitam o restabelecimento dos processos ecológicos observados no ecossistema de referência. Foram inventariados dois estratos: arbustivo-arbóreo ( $DAP \geq 3,2$  cm) e regenerante ( $DAS \geq 1,0$  cm e  $DAP < 3,2$  cm). Os resultados evidenciam que inicialmente ocorre maior aumento da densidade de indivíduos nos dois estratos, e de área basal e riqueza de espécies no estrato regenerante. Em termos funcionais, somente a distribuição da riqueza de espécies por guildas de dispersão foi similar ao ecossistema de referência. Nos reflorestamentos predominou maior abundância de indivíduos de espécies pioneiras e de espécies anemocóricas. Foi perceptível a recuperação da riqueza de espécies, principalmente no estrato regenerante, porém não foi detectada similaridade em composição de espécies em relação ao ecossistema de referência. O pequeno tamanho das áreas mineradas resultou em curtas distâncias entre os pontos mais distantes dos reflorestamentos e à fonte de propágulos, não sendo detectada variação na riqueza, diversidade e densidade de indivíduos no estrato regenerante.

**Palavras-chave:** Mineração de bauxita, trajetória sucessional, Regeneração natural, Ecossistema de referência, Floresta tropical.

**Abstract:** Nearly 20% of protected areas in the Atlantic Forest are threatened by mining concessions, which may come into operation if the new Brazilian Mining Code (Código de Mineração) is approved, reinforcing the need to develop techniques for ecological restoration of forest ecosystems of this biome. Three adjacent areas of bauxite mining in process of regeneration, of 21 to 56 months, were evaluated, including its surrounding reference ecosystem. We tested whether these areas in its initial stage of succession had structural and functional attributes to allow the restoration of ecological processes observed in the reference ecosystem. Two component were analyzed: tree (Diameter at Breast Height - DBH  $\geq 3.2$  cm) and regeneration (Diameter at Soil Height - DSH  $\geq 1.0$  cm and DBH  $< 3.2$  cm). The results show that initially there is a density increase in both components, as well as basal area and species richness increase in the regeneration component. In functional aspects, only the distribution of species richness by dispersal syndrome was similar to the reference ecosystem. In the reforested areas, pioneer species and widespread species prevailed. The recovery of species richness was noticeable, particularly in the regeneration component, but similarity in species composition in relation to the reference ecosystem was not detected. The small size of the mining areas resulted in short distances between points of the reforested areas and the source of propagules, therefore, variation in richness, diversity and density of individuals in regeneration component was not detected.

**Keywords:** Bauxite mining, Successional trajectories, Natural regeneration, Reference ecosystem, Tropical rain forest.

## INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um *hotspot* mundial de biodiversidade (Myers et al. 2000), restando entre 11,4 e 16,0% de sua cobertura original (Ribeiro et al. 2009). No Brasil, aproximadamente 20% das áreas protegidas desse domínio estão ameaçadas por concessões minerárias, as quais poderão entrar em operação com a aprovação do novo Código de Mineração (Ferreira et al. 2014), reforçando a necessidade de desenvolvimento de técnicas adequadas à restauração ecológica.

Neste cenário, o planalto de Poços de Caldas destaca-se como uma das regiões precursoras no Brasil no desenvolvimento de tecnologias para a recuperação de áreas mineradas. Contudo, durante longo período, essas técnicas tiveram como objetivo a mitigação de impacto visual, resultando no uso indiscriminado de espécies exóticas (introdução de gramíneas em consórcio com o plantio de mudas florestais), gerando insucesso no restabelecimento da comunidade florestal (Guimarães et al. 2013). Somente a partir de 2005 houve o desenvolvimento de métodos centrados na mitigação de impactos à biodiversidade através da restauração ecológica, preconizando o uso do *topsoil* em no máximo 1,5 anos, plantio exclusivo de no mínimo 50 espécies florestais nativas em alta densidade, atingindo aproximadamente 4.200 mudas ha<sup>-1</sup> (Guimarães et al. 2013).

O menor tempo de estocagem do *topsoil* possibilita maior recrutamento de indivíduos do banco de sementes (Koch 2007), sendo que o método avaliado neste artigo não usou espécies gramíneas exóticas, eliminando um importante filtro biótico, conferindo melhores condições ao estabelecimento inicial de plantas nativas. Adicionalmente, tem-se que em clareiras naturais a densidade inicial de indivíduos é elevada (Machado e Oliveira-Filho 2010) e, desta forma,

o método proposto visou replicar este processo, incrementando a densidade inicial de plantas através do plantio de mudas nativas em alta densidade.

Ruiz-Jaen e Aide (2005) avaliam que, entre os nove atributos definidos pela Sociedade Internacional de Restauração Ecológica (SER 2004), três podem ser considerados como fundamentais para avaliação do sucesso de um projeto de restauração: diversidade, estrutura da vegetação e processos ecológicos. Na Mata Atlântica, Suganuma e Durigan (2014) avaliaram que alguns atributos estruturais (área basal, densidade de indivíduos e cobertura do dossel) e de diversidade (riqueza de espécies, proporção de espécies tolerantes à sombra e de crescimento lento) são previsíveis em cronosequências em restauração. Liebsch et al. (2008) encontraram fortes correlações as quais apontam que o tempo de sucessão em áreas em restauração influencia a riqueza de espécies, proporção de zoocoria e a presença de espécies não pioneiras.

A trajetória sucessional de comunidades em restauração é direcionada também pelo histórico de uso (Guariguata e Ostertag 2001), configuração da paisagem (Cheung et al. 2010; Pereira et al. 2013; Kauano et al. 2013) e aporte de propágulos de fontes externas (Parrotta et al. 1997).

Neste contexto, o presente trabalho avaliou o potencial ecológico de um sistema inovador para restauração ecológica de ecossistemas florestais degradados por mineração de bauxita na Mata Atlântica. Foram avaliadas três áreas adjacentes em processo inicial de restauração, com idades variando de 21 a 56 meses, assim como o ecossistema de referência, constituído pelo remanescente de Floresta Estacional Semidecidual (FES) circunvizinho. Os indicadores de sucesso foram divididos em atributos estruturais (densidade e área basal) e de diversidade (riqueza e diversidade de espécies, e distribuição em guildas funcionais). Também foi avaliada se a regeneração natural das áreas em restauração foi influenciada pela distância em relação ao ecossistema de referência circunvizinho.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

A pesquisa foi realizada em áreas em processo de restauração ecológica, que foram mineradas para exploração de bauxita no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais (Figura 1 e Material Suplementar para mais detalhes).

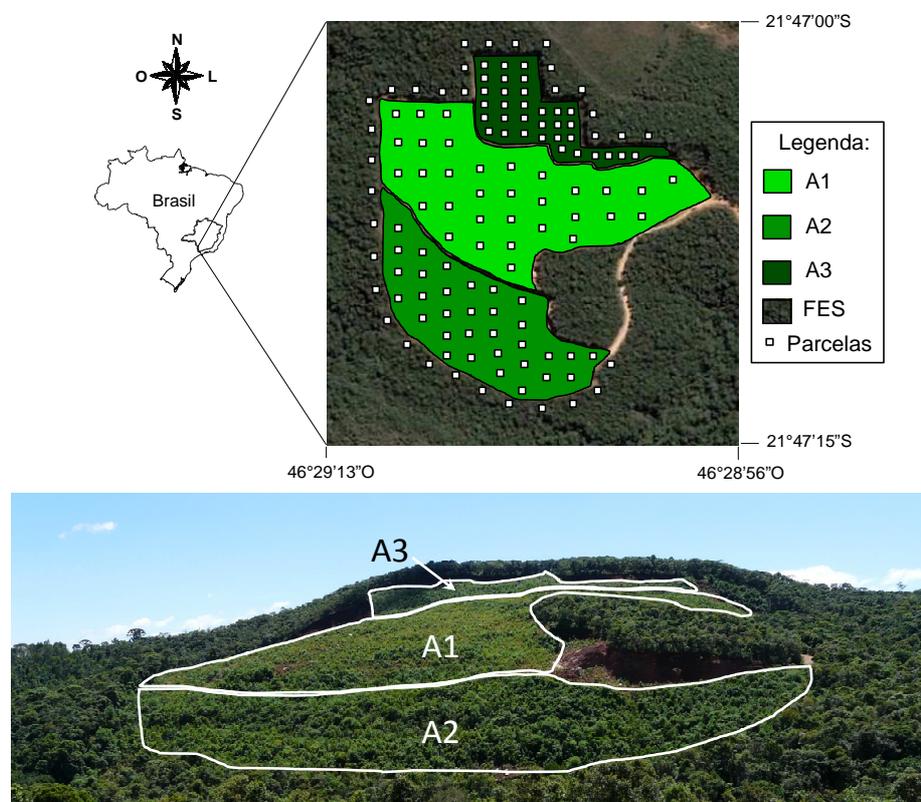


Figura 1 Localização geográfica das três áreas adjacentes em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e do Ecossistema de Referência, composto por remanescente de Floresta Estacional Semidecidual (FES) circunvizinho, no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais.

Fonte: Google Earth, 2014 – modificado; Arquivo pessoal.

O estudo concentrou-se na avaliação do processo de restauração ecológica em três áreas em restauração: A1 (21 meses, 6,0 ha), A2 (34 meses,

3,2 ha) e A3 (56 meses, 1,8 ha) (Tabela S1) e pelo remanescente de FES circunvizinho (Figura 1). As áreas em restauração estudadas foram mineradas e restauradas sob o mesmo método constituído por implantação da restauração no máximo 1,5 anos após a abertura da mina; espalhamento do *topsoil* antes do plantio das mudas; uso mínimo de 50 espécies florestais nativas; plantio em espaçamento irregular de aproximadamente  $1,5 \times 1,5$  m (superior a 4.200 mudas  $\text{ha}^{-1}$ ); adubação de plantio de 0,4 kg de Fertium Phós HF®, e adubação de cobertura (distribuída aleatoriamente a cada 1,5 m) nos três primeiros anos de 0,1 kg de Fertium® e 0,1 kg de NPK 20-0-20 (Guimarães et al. 2013).

O ecossistema de referência consiste em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual (FES) em estágio médio a avançado de sucessão secundária. Uma fotografia aérea datada de 1952 revelou que seus limites não sofreram alterações significativas nos últimos 60 anos, tendo mantido área total de 25 ha. Porém, desde 2004, 13,5 ha da área original foram suprimidos para mineração de bauxita (incluindo as áreas do presente estudo), encontrando-se atualmente em restauração conforme o método exposto acima.

### **Estrutura da comunidade**

Foram alocadas 33 parcelas de  $100 \text{ m}^2$  ( $10 \times 10$  m) em cada uma das quatro áreas avaliadas, com exceção da área A2, na qual só foi possível estabelecer 32 parcelas (detalhes ver Material Suplementar). Durante o segundo semestre de 2010, em cada parcela do estrato arbustivo-arbóreo foram amostrados os indivíduos com DAP (Diâmetro à Altura do Peito)  $\geq 3,2$  cm. Em cada parcela também foi alocada uma subparcela de  $2 \times 2$  m ( $4 \text{ m}^2$ ) para fitossociologia do estrato regenerante, amostrando os indivíduos com DAS (Diâmetro à Altura do Solo)  $\geq 1,0$  cm e DAP  $< 3,2$  cm.

### **Análise estatística**

Nos dois estratos foram calculados: a densidade e área basal, o Valor de Importância (VI) de cada espécie e os índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e de equabilidade de Pielou ( $J'$ ). As espécies foram classificadas em guildas de regeneração e de dispersão. Foi avaliada a similaridade florística entre as áreas. Também foi testado se a distância da FES em relação às áreas em restauração influenciou a regeneração natural. Detalhes são fornecidos no Material Suplementar.

## **RESULTADOS**

Foram amostrados 3.739 indivíduos na amostra global, sendo 3.068 pertencentes ao estrato arbustivo-arbóreo (41 famílias e 104 espécies) e 671 ao estrato regenerante (34 famílias e 88 espécies) (Tabelas 1 e S2).

Tabela 1 Variáveis estruturais e de diversidade de espécies dos estratos arbustivo-arbóreos (DAP  $\geq$  3,2 cm) e regenerante (DAS  $\geq$  1,0 cm), de áreas mineradas para exploração de bauxita, no planalto de Poços de Caldas – MG. Onde: A1, A2 e A3 (áreas em processo de restauração ecológica); FES – Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência).

Parâmetros	Amostra Global	Restauração Ecológica			FES	ANOVA	
		A1	A2	A3		F	p
Estrato Arbustivo-Arbóreo:							
Riqueza de famílias	41	9	17	21	34		
Riqueza de espécies	104	18	30	41	77		
Abundância média (ind parcela <sup>-1</sup> )	23,4 $\pm$ 2,7	7,7 <sup>a</sup> $\pm$ 3,7	25,1 <sup>b</sup> $\pm$ 7,9	24,7 <sup>b</sup> $\pm$ 8,7	36,2 <sup>c</sup> $\pm$ 8,7	79,9	***
Área Basal média (m <sup>2</sup> parcela <sup>-1</sup> )	0,108 $\pm$ 0,120	0,016 <sup>a</sup> $\pm$ 0,016	0,061 <sup>b</sup> $\pm$ 0,029	0,067 <sup>b</sup> $\pm$ 0,031	0,289 <sup>c</sup> $\pm$ 0,100	184,7	***
Índice de diversidade de Shannon ( <i>H'</i> )	3,610	2,389	2,239	2,415	3,645		
Equabilidade de Pielou ( <i>J</i> )	0,777	0,827	0,720	0,650	0,839		
Densidade (ind ha <sup>-1</sup> )	2.342	773	2.509	2.467	3.624		
Dominância (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	10,85	1,58	6,10	6,66	28,90		
Estrato Regenerante:							
Riqueza de famílias	34	17	19	20	23		
Riqueza de espécies	88	30	35	38	46		
Abundância média (ind parcela <sup>-1</sup> )	3,8 $\pm$ 3,7	3,8 <sup>a</sup> $\pm$ 2,8	4,7 <sup>a</sup> $\pm$ 3,4	4,0 <sup>a</sup> $\pm$ 2,8	7,7 <sup>b</sup> $\pm$ 4,3	10,0	***
Área Basal média (m <sup>2</sup> parcela <sup>-1</sup> )	0,0025 $\pm$ 0,0020	0,0021 $\pm$ 0,0015	0,0026 $\pm$ 0,0022	0,0024 $\pm$ 0,0019	0,0031 $\pm$ 0,0024	1,4	ns
Índice de diversidade de Shannon ( <i>H'</i> )	3,564	2,885	2,729	2,922	2,782		
Equabilidade de Pielou ( <i>J</i> )	0,796	0,848	0,768	0,803	0,727		
Densidade (ind ha <sup>-1</sup> )	12.805	9.394	11.406	10.530	19.848		
Dominância (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	6,36	5,17	6,51	6,09	7,69		

Comparação de médias entre as áreas através de ANOVA, com valores de F e p, onde: \*\*\* p < 0,001; ns – não significativo.

A espécie que apresentou maior Valor de Importância (VI) no estrato arbustivo-arbóreo foi *Baccharis brachylaenoides*, especialmente nas áreas A2 e A3 (ver os cinco maiores VI de cada área na Tabela S3). *Alchornea triplinervia* esteve presente entre os cinco maiores VI das quatro áreas. O maior VI na área A1 foi *Croton floribundus*, e na FES, *Siphoneugena densiflora*. No estrato regenerante, *Eupatorium* sp.1 apresentou maior VI nas áreas A1 e A2, *Tibouchina mutabilis* na área A3, e *Psychotria vellosiana* na FES. No estrato regenerante das áreas em restauração *B. brachylaenoides* também se destacou.

A abundância de indivíduos por guilda de regeneração demonstrou que a distribuição diferiu estatisticamente entre as quatro áreas nos dois estratos (Figura 2). De modo geral, no estrato arbustivo-arbóreo, as áreas em restauração apresentaram maior abundância de indivíduos de espécies pioneiras, seguido por clímax exigente de luz, enquanto que a FES apresentou ampla presença de clímax exigente de luz seguida por clímax tolerante à sombra. O estrato regenerante apresentou distribuição semelhante ao arbustivo-arbóreo nas quatro áreas. Quando a comparação foi restrita às áreas em restauração, a diferença na abundância de indivíduos por guilda de regeneração foi significativa apenas para o estrato arbustivo-arbóreo, com maior presença de pioneiras na área A1 e aumento de clímax exigente de luz nas áreas A2 e A3.

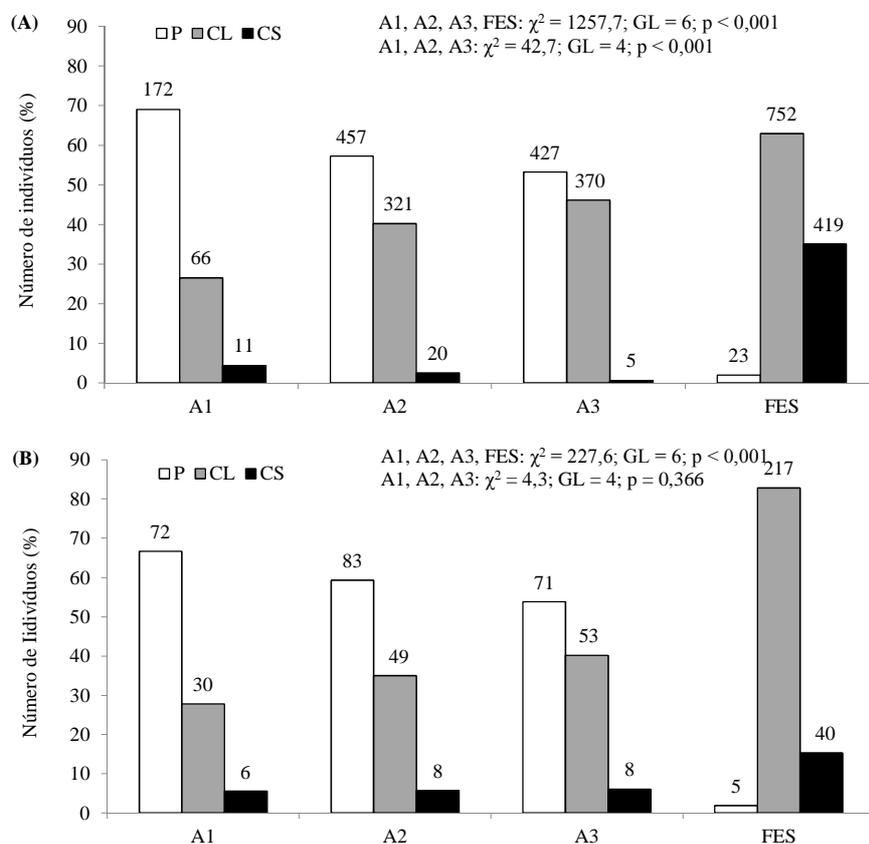


Figura 2 Distribuição de abundância de indivíduos por guildas de regeneração observadas nos estratos arbustivo-arbóreo (A) e regenerante (B), em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. Onde: P – Pioneira; CL – Clímax exigente de Luz; CS – Clímax tolerante à Sombra. Números sobre as barras referem-se à contagem absoluta de indivíduos.

A distribuição de riqueza específica por guilda de regeneração, envolvendo as quatro áreas, revelou diferenças estatísticas nos dois estratos (Figura 3). De modo geral, nos reflorestamentos, o estrato arbustivo-arbóreo apresentou maior riqueza de espécies pioneiras, enquanto que na FES ocorreram mais espécies clímax exigente de luz, seguida por clímax tolerante à sombra

(Figura 3A). No estrato regenerante das áreas em restauração ocorreu riqueza pouco superior de espécies clímax exigente de luz em relação às pioneiras, enquanto que a FES manteve padrão similar ao do estrato superior (Figura 3B). A comparação de riqueza por guilda de regeneração restrita às áreas em restauração não revelou diferenças significativas em ambos os estratos.

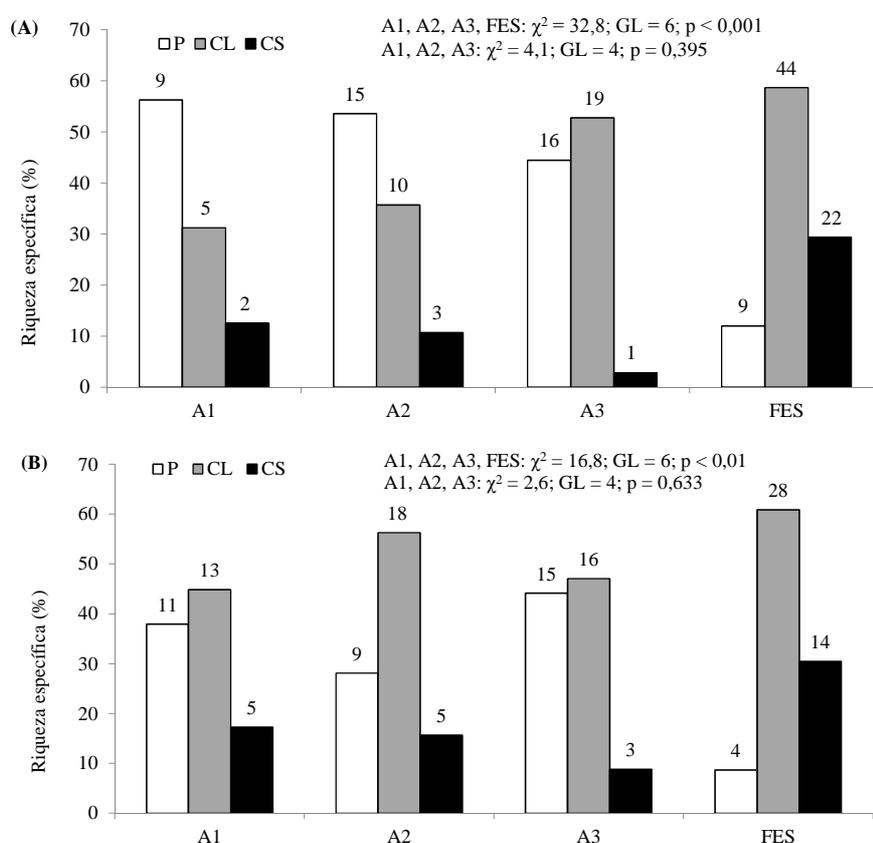


Figura 3 Distribuição de riqueza específica por guildas de regeneração observadas nos estratos arbustivo-arbóreos (A) e regenerante (B), em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. Onde: P – Pioneira; CL – Clímax exigente de Luz; CS – Clímax tolerante à Sombra. Números sobre as barras referem-se à riqueza específica observada.

A distribuição de indivíduos em guildas de dispersão diferiu significativamente entre as quatro áreas, em ambos os estratos (Figura 4), sendo marcante o elevado percentual de indivíduos zoocóricos no ecossistema de referência. No estrato arbustivo-arbóreo, A1 foi à única das áreas em restauração que apresentou proporção superior de indivíduos zoocóricos em relação às demais síndromes, enquanto que nas áreas A2 e A3 indivíduos anemocóricos foram mais abundantes (Figura 4A). No estrato regenerante houve predomínio de anemocoria nas áreas em restauração (Figura 4B). A comparação envolvendo somente os reflorestamentos foi significativa apenas no estrato arbustivo-arbóreo.

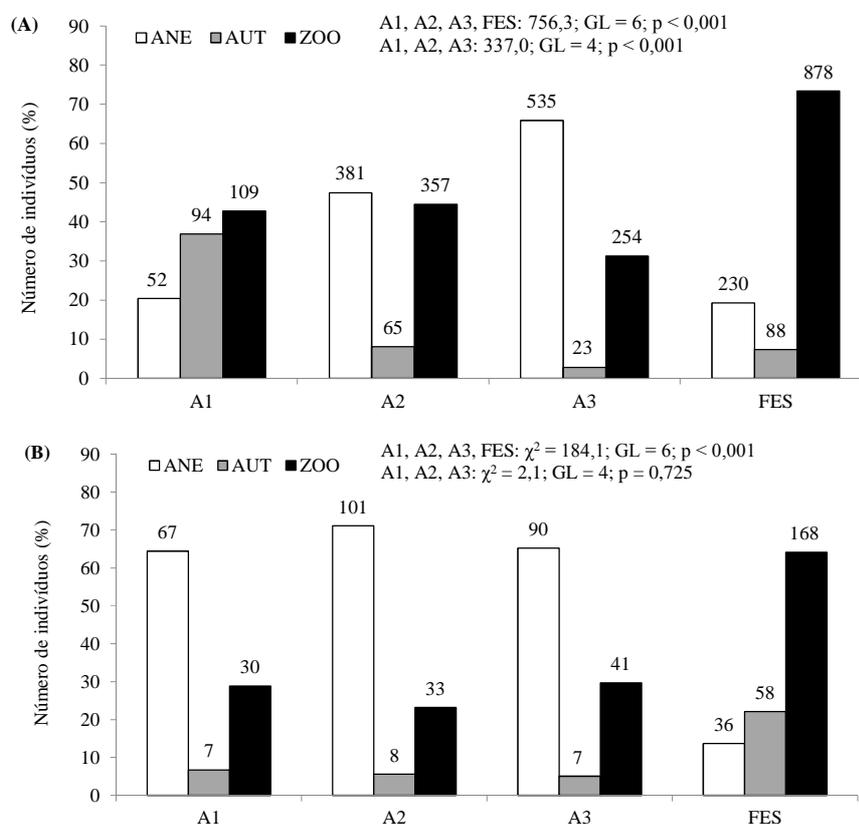


Figura 4 Distribuição de abundância de indivíduos por guildas de dispersão observadas nos estratos arbustivo-arbóreo (A) e regenerante (B), em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. Onde: ANE – Anemocórica; AUT – Autocórica; ZOO – Zoocórica. Números sobre as barras referem-se à contagem absoluta de indivíduos.

Ocorreu predomínio de maior riqueza de espécies zoocóricas nos dois estratos de todas as áreas, sendo que não ocorreram diferenças estatísticas significativas tanto na comparação entre as quatro áreas quanto somente entre os reflorestamentos (Figura 5).

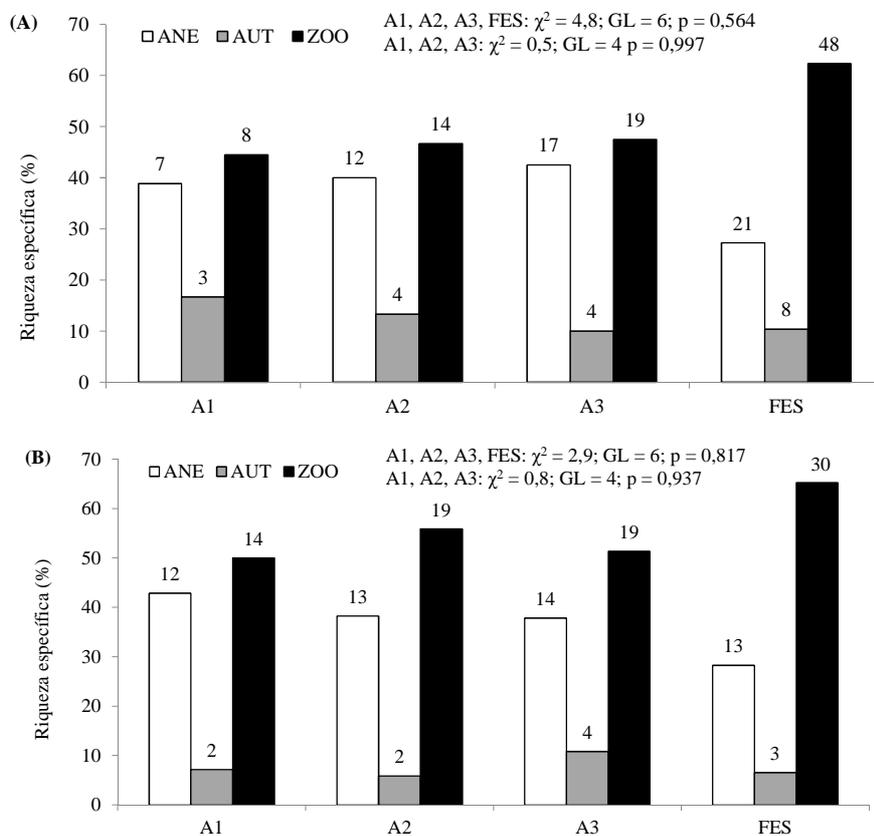


Figura 5 Distribuição de riqueza específica por guildas de dispersão observadas nos estratos arbustivo-arbóreo (A) e regenerante (B), em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. Onde: ANE – Anemocórica; AUT – Autocórica; ZOO – Zoocórica. Números sobre as barras referem-se à riqueza específica observada.

A riqueza específica estimada do estrato arbustivo-arbóreo diferiu significativamente entre as áreas estudadas, sendo que a partir de 50 indivíduos de abundância FES apresentou riqueza superior aos reflorestamentos (Figura 6). A partir de 200 indivíduos de abundância A1 apresentou riqueza inferior, e a partir de 400 indivíduos A3 confirmou riqueza superior a A2. Para o estrato regenerante não houve diferença significativa entre todas as áreas (Figura 7).

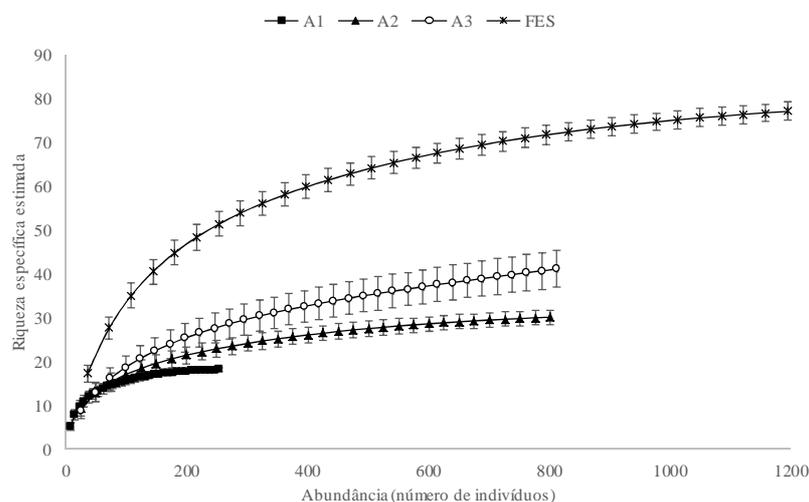


Figura 6 Riqueza específica estimada (Mau Tau), com respectivo erro padrão, para o estrato arbustivo-arbóreo, em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais.

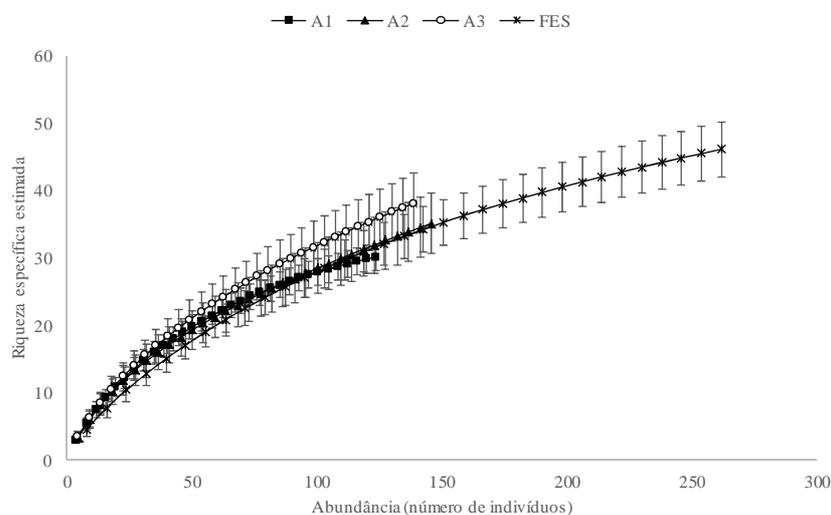


Figura 7 Riqueza específica estimada (Mau Tau), com respectivo erro padrão, para o estrato regenerante, em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais.

O índice  $H'$  estimado para o estrato arbustivo-arbóreo foi estatisticamente superior na FES em relação às demais áreas, sendo esta diferença notada a partir 70 indivíduos de abundância (Figura 8), enquanto que não houve diferenciação entre os reflorestamentos. No estrato regenerante,  $H'$  foi significativamente superior nas áreas A1 e A3, em relação às demais, a partir de 100 indivíduos de abundância (Figura 9).

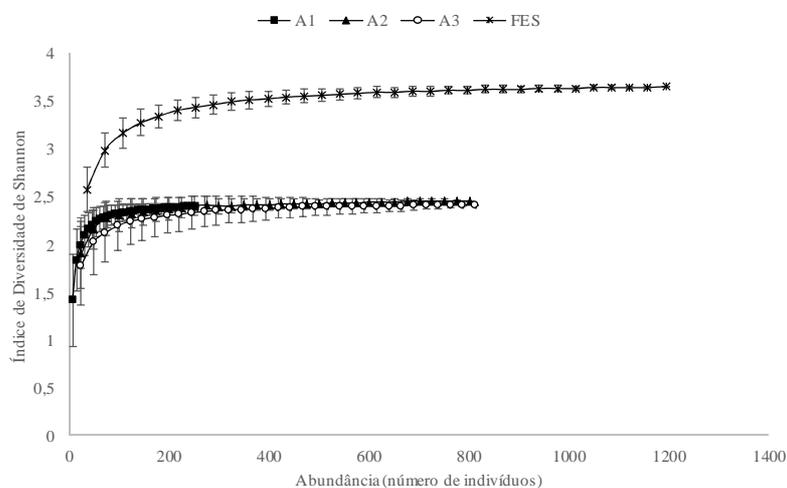


Figura 8 Índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ), com respectivo erro padrão, para o estrato arbustivo-arbóreo, em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais.

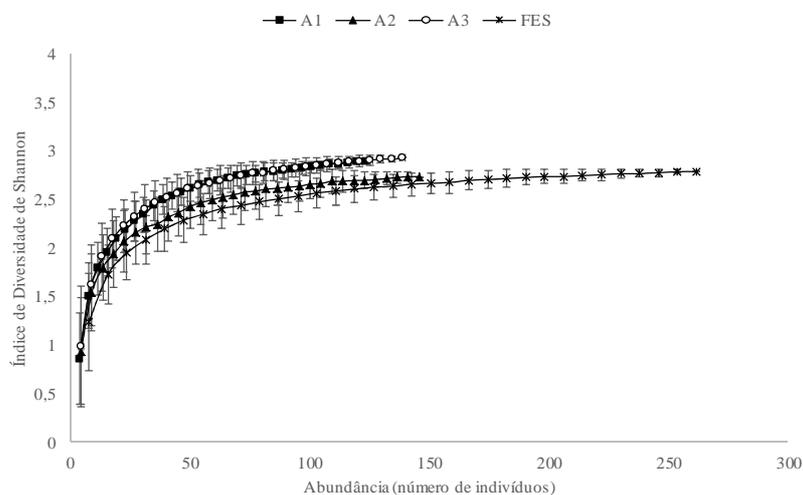


Figura 9 Índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ), com respectivo erro padrão, para o estrato regenerante, em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais.

A partir da NMDS observaram-se distintas organizações estruturais das comunidades avaliadas (Figura 10). A ANOSIM corroborou a significância destas dissimilaridades em composição de espécies ( $p = 0,0001$ ), com exceção do estrato regenerante das áreas A1 e A2, as quais não exibiram diferenciações significativas ( $p = 0,16$ ).

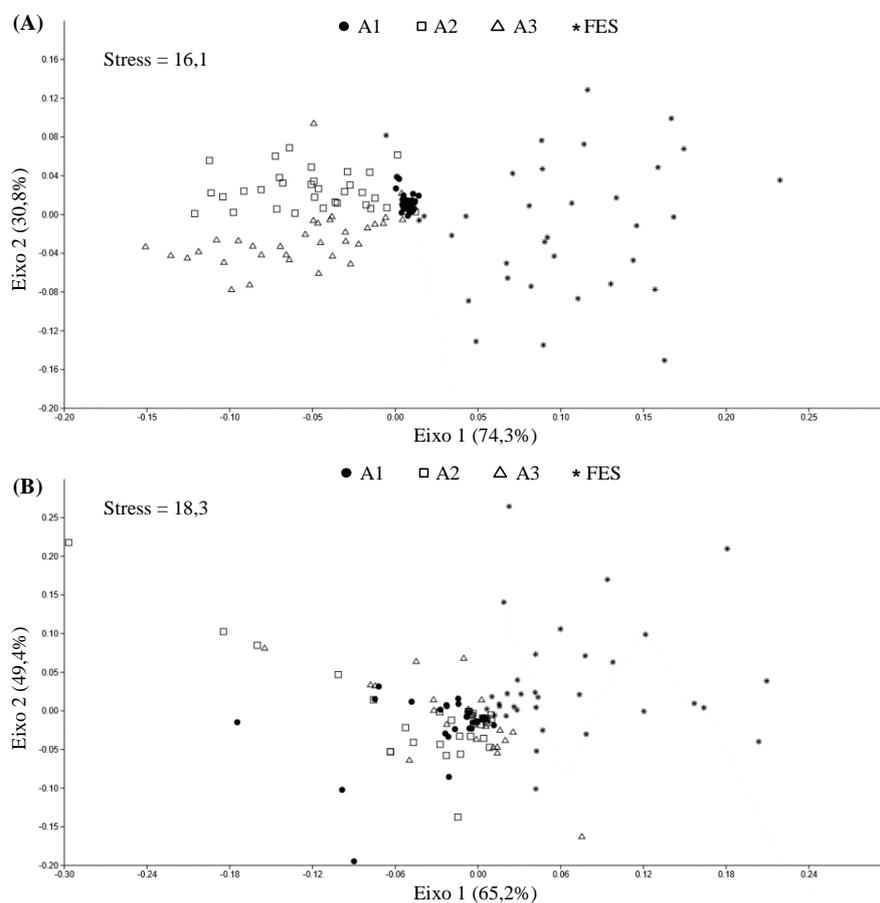


Figura 10 Diagrama de ordenação das NMDS para os estratos arbustivo-arbóreos (A) e regenerante (B), em áreas mineradas para exploração de bauxita em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3), e no ecossistema de referência (FES), no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. Valores entre parênteses correspondem ao coeficiente de determinação de cada eixo.

Pelo teste de correlação de Pearson, concluiu-se que a distância em relação à FES não afetou a riqueza de espécies ( $r = 0,0569$ ;  $p = 0,578$ ), densidade ( $r = -0,0225$ ;  $p = 0,899$ ) e diversidade ( $r = 0,0037$ ;  $p = 0,971$ ), do estrato regenerante das áreas em restauração.

## DISCUSSÃO

### Estrutura florestal

Segundo Guimarães et al. (2013), a definição da densidade de plantio de mudas utilizada nos reflorestamentos do presente estudo foi embasada no processo de dinâmica de clareiras, de forma a replicar o estágio inicial de reconstrução de florestas, no qual, segundo Machado e Oliveira-Filho (2010), ocorre alta densidade de plantas. A quantidade de mudas plantadas foi bastante superior ao utilizado em métodos convencionais, cujas densidades de plantio são normalmente embasadas em floresta de produção (Guimarães et al. 2013). Porém, cabe ressalvas quanto a estas áreas em restauração funcionarem como clareiras, uma vez que totalizam 110.000 m<sup>2</sup>, tamanho muito superior às clareiras naturais, as quais apresentam áreas máximas de 505 m<sup>2</sup> na Mata Atlântica (Tabarelli e Mantovani 1999), e de 896 m<sup>2</sup> em outras florestas tropicais (Rangel et al. 2011; Arihafa e Mack 2013).

Clareiras naturais podem ser formadas pela morte de árvore em pé, queda de galhos ou mesmo de árvores, por quebra do tronco ou desenraizamento (Whitmore 1989; Rangel et al. 2011; Arihafa e Mack 2013), sendo que o tamanho da clareira depende do porte do indivíduo que a originou (Arihafa e Mack 2013). Muitas clareiras apresentam boa resiliência, em função da regeneração a partir do banco de sementes e de indivíduos sobreviventes ao distúrbio (Whitmore 1989; Rangel et al. 2011).

Nas áreas do presente estudo, a estabilidade física mínima para o adequado estabelecimento da vegetação é garantida através da remoldagem topográfica, escarificação e construção de sistema de drenagem (Koch 2007), enquanto que o espalhamento do *topsoil* (Dias et al. 2012) e o plantio de mudas florestais maximizam a resiliência (Parrotta et al. 1997; Holl et al. 2013), recriando condições “similares” àquelas esperadas em grandes clareiras.

A área basal da FES foi superior a encontrada por Carvalho et al. (2012) em floresta de encosta com histórico de incêndio, e próxima a encontrada por Costa et al. (2011) em diferentes classes de solos florestal, ambos em locais próximos ao presente estudo. O estrato arbustivo-arbóreo dos reflorestamentos A2 e A3 apresentaram área basal superior ao encontrado por Tabarelli e Mantovani (1999) em local com dez anos de restauração passiva. Apesar do maior tempo de restauração, as áreas avaliadas por estes autores eram ocupadas anteriormente por gramínea exótica invasora, o que possivelmente afetou negativamente o acúmulo de biomassa.

Os valores estatisticamente similares de área basal do estrato regenerante dos reflorestamentos, em relação ao ecossistema de referência, indicam a rápida recuperação estrutural deste atributo. Porém, Suganuma e Durigan (2014) ressaltam que este atributo não deve ser adotado em áreas com pouco tempo de restauração, em função da maior influência dos indivíduos plantados. Entretanto, nas áreas estudadas a densidade de indivíduos foi muito superior à densidade de mudas plantadas, indicando que a área basal obtida no estrato regenerante foi mais influenciada pela regeneração natural.

Comparações com resultados de outras áreas em restauração na Mata Atlântica (Tabarelli e Mantovani 1999; Souza e Batista 2004; Liebsch et al. 2008) demonstram que os valores de densidade apresentados em ambos os estratos dos reflorestamentos, com exceção da área A1, foram próximos ou superiores na maioria dos casos, mesmo com menor tempo de implantação. A densidade inferior do estrato arbustivo-arbóreo da área mais jovem (A1) provavelmente seja decorrente do pouco tempo desde a implantação, impossibilitando que uma maior quantidade de indivíduos atingisse o limite mínimo de inclusão ( $DAP \geq 3,2$  cm). A densidade do estrato regenerante ( $DAS \geq 1,0$  cm) estatisticamente igual entre as três áreas corrobora esta afirmação. Portanto, com o decorrer da estruturação, possivelmente a densidade

do estrato arbustivo-arbóreo da área A1 atinja valores similares aos das áreas A2 e A3.

Apesar de não haver legislação federal que determine valores de referência para o monitoramento de FES em restauração, a Resolução SMA nº 32/2014 (São Paulo 2014), válida para o Estado de São Paulo, determina valores para alguns parâmetros, sendo que nas áreas A2 e A3, a densidade foi equivalente ao valor estabelecido para áreas com 15 anos de restauração (acima de 2.500 ind. ha<sup>-1</sup>) e a riqueza superou o valor para reflorestamentos com 20 anos (acima de 30 espécies). Pressupõe-se que a rápida recuperação da densidade seja decorrente da grande quantidade de mudas plantadas, muito superior ao corriqueiramente utilizado (Souza e Batista 2004; Sansevero et al. 2011; Kauano et al. 2013; Sukanuma et al. 2014), do recrutamento de indivíduos do banco de sementes do *topsoil* (Dias et al. 2012; Golos e Dixon 2014) e da chuva de sementes propiciada pelo ecossistema de referência (Kauano et al. 2013; Pereira et al. 2013).

Comparando restauração passiva e ativa, Kauano et al. (2013) identificaram que o plantio de mudas acelera o aumento da densidade e, conseqüentemente, a cobertura do solo e alteração do microclima. O histórico de uso também é fundamental para a sucessão (Guariguata e Ostertag 2001), sendo que as áreas do presente estudo, apesar de terem sido mineradas, foram submetidas posteriormente à remoldagem topográfica, e o substrato típico de horizonte C foi recoberto por uma camada de *topsoil*, o qual fora removido previamente e mantido estocado por no máximo 18 meses, aumentando a resiliência (Guimarães et al. 2013).

O *topsoil* é relatado como um importante recurso em projetos de restauração ecológica nos mais diversos ecossistemas (Koch 2007; Dias et al. 2012; Golos e Dixon 2014). Sua aplicação em áreas mineradas permite simular uma situação que ocorre naturalmente em clareiras formadas pela queda de

grandes árvores por desenraizamento. O desenraizamento revolve o solo, aumentando a exposição de sementes pequenas enterradas, e potencializa a germinação e o estabelecimento de plântulas de espécies pioneiras, cujas radículas são incapazes de penetrar na serapilheira (Guariguata e Ostertag 2001). Em uma área minerada de bauxita na Amazônia com 10 anos de restauração, 40% das 125 espécies arbóreas amostradas estavam presentes no banco de sementes do *topsoil* espalhado previamente ao plantio de mudas, reforçando sua importância como catalizador natural (Parrotta et al. 1997).

### **Guildas de regeneração**

O predomínio de espécies pioneiras nas áreas em restauração condiz com o processo incipiente de reconstrução florestal, similar ao que ocorre em grandes clareiras recém-formadas (Brokaw 1985; Whitmore 1989; Tabarelli e Mantovani 1999). Espécies florestais com rápido crescimento aceleram a formação de fisionomia florestal, permitindo o fechamento do dossel, sombreamento do sub-bosque e reduzindo a competição com herbáceas invasoras (Parrotta et al. 1997). Nos reflorestamentos estudados, a invasão biológica por espécies exóticas não constitui uma ameaça óbvia, uma vez que a matriz é constituída por FES, sendo esperado que as espécies pioneiras atuem como facilitadoras, permitindo o estabelecimento posterior de espécies de estágios mais avançados (Guariguata e Ostertag 2001; Cheung et al. 2010).

Árvores e arbustos de espécies pioneiras necessitam de altas intensidades de luz e de elevadas temperaturas para a germinação de suas sementes e para o estabelecimento e crescimento das plântulas (Swaine e Whitmore 1988). No Panamá, Brokaw (1985) avaliou clareiras naturais com até seis anos de reconstrução, tendo identificado elevada densidade de indivíduos de espécies pioneiras em clareiras grandes (mais de 150 m<sup>2</sup>). Nestas clareiras pode

ocorrer alta incidência de luz direta, possibilitando regeneração abundante de espécies pioneiras (Whitmore 1989; Rangel et al. 2011), sendo que as áreas do presente estudo são bastante expostas à radiação de luz solar em função do tamanho muito superior ao de clareiras naturais.

No processo de reestruturação da fisionomia florestal nas áreas em restauração destacaram-se as pioneiras *V. phosphorica* e *B. brachylaenoides*, sendo que a redução de VI da primeira e aumento da segunda, com o decorrer do tempo de restauração, permite inferir que *V. phosphorica* é importante em um primeiro estágio de formação da estrutura florestal, enquanto que *B. brachylaenoides* atua em um estágio posterior de estruturação. O maior valor de VI de *B. brachylaenoides* no estrato regenerante indica que talvez esta espécie seja mais resistente ao sombreamento que *V. phosphorica*.

À medida que ocorre a estruturação do dossel a tendência é de redução da presença de indivíduos pioneiros e aumento gradativo de espécies tolerantes à sombra (Tabarelli e Mantovani 1999; Liebsch et al. 2008; Suganuma e Durigan 2014). Nos reflorestamentos estudados o pouco tempo de restauração ainda não permitiu verificar o aumento de espécies clímax tolerante à sombra, sendo que no estrato arbustivo-arbóreo foi significativa a redução da abundância de indivíduos de espécies pioneiras e aumento de clímax exigente de luz. Entre as espécies com maiores VI do estrato arbustivo-arbóreo destacaram-se *A. triplinervia* e *T. mutabilis*, duas espécies clímax exigente de luz que tiveram aumento de VI à medida que avança a idade. Tabarelli e Mantovani (1999), consideraram o aumento na dominância do gênero *Alchornea* um indicador de avanço no processo sucessional em áreas secundárias na Mata Atlântica. Adicionalmente, é provável que a proximidade em relação ao ecossistema de referência, o qual possui elevada abundância de indivíduos clímax exigente de luz e de clímax tolerantes a sombra, possibilite o aporte futuro de espécies de estágios mais avançado de sucessão (Parrotta et al. 1997).

O padrão de distribuição em guildas de regeneração encontrado no estrato regenerante das áreas em restauração deve-se possivelmente ao dossel pouco estruturado, permitindo maior entrada de luz, favorecendo o predomínio da germinação e estabelecimento de indivíduos de estágios iniciais de sucessão (Swaine e Whitmore 1988; Whitmore 1989; Tabarelli e Mantovani 1999). Já na FES, em função do relativamente pequeno tempo decorrido desde a formação das bordas para a abertura das minas, é possível que no estrato arbustivo-arbóreo tenham sido amostrados muitos indivíduos que já ocupavam este estrato anteriormente à formação destas bordas, refletindo o padrão predominante no dossel da floresta anterior a atividade antrópica, com maior abundância de indivíduos clímax exigente de luz e clímax tolerantes à sombra. Oliveira-Filho et al. (1997) não identificaram alterações fisionômicas e de composição florística, em bordas com até 15 anos de formação, em relação aos setores de interior em um fragmento de Mata Atlântica. Talvez, no sub-bosque da FES já esteja ocorrendo o efeito de borda, devido ao provável aumento da incidência de luz, aumento de temperatura, maior exposição aos ventos e menor umidade relativa do ar e do solo (Kapos 1989), alterando o padrão de recrutamento de indivíduos, reduzindo a abundância de clímax tolerante à sombra e aumentando clímax exigente de luz.

### **Guildas de dispersão**

O ecossistema de referência apresentou o padrão característico de florestas tropicais, com ampla presença de indivíduos e espécies zoocóricas (Tabarelli e Mantovani 1999; Tabarelli e Peres 2002). Contudo, entre as áreas em restauração, somente A1 apresentou no estrato arbustivo-arbóreo maior abundância de indivíduos zoocóricos, sendo que, em função do pouco tempo de restauração desta área, a amostragem deste estrato possivelmente tenha captado

maior proporção de indivíduos que foram plantados. Considerando-se que em florestas tropicais predomina maior abundância e riqueza de espécies zoocóricas, e que a coleta de sementes foi realizada exclusivamente em fragmentos da região, é provável que tenham sido produzidas maiores quantidades de mudas de espécies zoocóricas, em relação às outras síndromes. Sansevero et al. (2011) recomendam o plantio de maior densidade de mudas de espécies zoocóricas para estimular a atração de agentes dispersores e aumentar o recrutamento de plantas no estrato regenerante.

Talvez, a maior abundância de espécies anemocóricas nas áreas A2 e A3 relacione-se ao fato destas florestas serem ainda pouco estruturadas, sendo que o ambiente favorece a dispersão de espécies com esta síndrome (Tabarelli e Mantovani 1999; Tabarelli e Peres 2002; Liebsch et al. 2008). A princípio, estas espécies estão contribuindo para a estruturação do dossel, preenchendo os espaços entre os indivíduos plantados. Avaliando-se as espécies com maiores VI nas áreas em restauração, destacam-se algumas anemocóricas, tais como *B. brachylaenoides*, *V. phosphorica* e *T. mutabilis*, presentes nos dois estratos, e *Eupatorium* sp.1, restrita ao estrato regenerante. Estas espécies anemocóricas devem ser provenientes principalmente do banco de sementes do *topsoil*, uma vez que muitas delas foram identificadas na FES, porém com baixos valores de VI, provavelmente em função do ambiente restritivo a sua ocorrência. Nas áreas em restauração, a abundância de anemocoria no estrato regenerante foi ainda maior que no arbustivo-arbóreo.

Apesar da maior abundância de anemocoria, nas três áreas em restauração foi registrada maior riqueza de espécies zoocóricas, com distribuição similar à FES. A redução futura na dominância de *B. brachylaenoides*, *V. phosphorica* e *T. mutabilis* nas áreas em restauração estudadas, concomitantemente ao aumento gradual da zoocoria, através do aporte de indivíduos dispersos por fauna do ecossistema de referência (Cheung et al. 2010;

Pereira et al. 2013; Kauano et al. 2013), possivelmente possibilitará que a distribuição (de indivíduos) torne-se similar ao apresentado na FES. Alguns trabalhos confirmam que o avanço do processo sucessional propicia aumento na proporção de síndrome zoocórica (Tabarelli e Peres 2002; Liebsch et al. 2008), porém, a maior densidade de indivíduos anemocóricos no estrato superior pode afetar a visitação de animais dispersores (Sansevero et al. 2011). Suganuma e Durigan (2014) detectaram que é previsível o aumento de zoocoria, porém em riqueza e não em abundância de indivíduos. Em áreas decorrentes de distúrbio, Liebsch et al. (2008) verificaram redução da anemocoria com o avanço da sucessão, estimando 65 anos para que se atinja 80% das espécies dispersas por fauna ocorrentes em florestas maduras.

### **Riqueza, diversidade e similaridade**

As áreas em restauração apresentaram, no estrato arbustivo-arbóreo, riqueza e diversidade de espécies inferior a FES e, apesar da pequena variação temporal entre as áreas, detectou-se diferença no acúmulo de espécies entre A1, A2 e A3. Áreas em processo de sucessão secundária em poucas décadas recuperam valores de riqueza equivalentes aos de florestas maduras (Guariguata e Ostertag 2001; Letcher e Chazdon 2009), enquanto que a recuperação da diversidade pode demorar muito mais tempo (Tabarelli e Mantovani 1999). De fato, nas áreas estudadas a diversidade não apresentou o mesmo comportamento da riqueza, mantendo-se estável independentemente do tempo em restauração. Possivelmente, a manutenção dos valores de diversidade esteja ligada a dominância crescente de algumas espécies anemocóricas, tais como *B. brachylaenoides*, *V. phosphorica* e *T. mutabilis*, refletindo em redução da equabilidade de A1 em direção a A3.

Guariguata e Ostertag (2001) e Letcher e Chazdon (2009) afirmam que menores limites de inclusão de indivíduos tendem a aumentar a similaridade em termos de riqueza na comparação entre áreas em sucessão secundária e maduras. A riqueza específica estimada para os dois estratos avaliados no presente estudo corroboraram esta afirmação, sendo que no estrato arbustivo-arbóreo ( $DAP \geq 3,2$  cm) a riqueza entre todas as áreas foi diferente, enquanto que no estrato regenerante o menor limite de inclusão ( $DAS \geq 1,0$  cm e  $DAP < 3,2$  cm) resultou em riqueza similar entre todas as áreas.

Suganuma e Durigan (2014) também detectaram pequeno compartilhamento de espécies entre reflorestamentos e ecossistema de referência. Além das diferenças em termos de disponibilidade de luz, talvez o uso intenso decorrente da mineração tenha gerado substrato muito distinto entre as áreas em restauração e a FES. Barros et al. (2013) encontraram alterações em alguns atributos físicos no substrato de áreas mineradas de bauxita no planalto de Poços de Caldas, porém em campos de altitude, com aumento da densidade do solo, redução da porosidade total e da estabilidade de agregados. Todavia, estes autores ponderaram que o retorno do *topsoil* e a escarificação mecânica do substrato atenuaram as alterações e inclusive permitiram a manutenção dos teores de matéria orgânica.

Só houve similaridade florística no estrato regenerante das áreas A1 e A2. Talvez o pouco tempo desde a implantação, respectivamente, 21 e 34 meses, e a pouca diferença de idade (13 meses) entre as duas áreas tenha proporcionado mínima diferenciação florística decorrente da regeneração natural. Também pode ter ocorrido influência da composição inicial de mudas na similaridade do estrato regenerante destas áreas. Suganuma et al. (2014) afirmam que o conjunto de espécies plantadas apresenta maior influência na composição florística em áreas com menor tempo de restauração, sendo que Liebsch et al. (2008)

verificaram que o tempo de sucessão pós-distúrbio atuou fortemente na distribuição de espécies em áreas em restauração.

### **Influência do ecossistema de referência**

O aumento da distância das parcelas dos reflorestamentos em relação à FES circunvizinha não resultou em diferenças na regeneração natural. Possivelmente, esse efeito relacione-se ao tamanho relativamente pequeno das áreas estudadas e proximidade em relação à fonte de propágulos, o que deve ter resultado em aporte de sementes similar em todas as porções das áreas em restauração. A distância média entre as parcelas e a FES foi de 34,2 m, e a maior distância linear foi 90,5 m, sendo que outras pesquisas verificaram redução da influência do ecossistema de referência como fonte de propágulos, em distâncias superiores (Parrota e Knowles 2001; Pereira et al. 2013; Kauano et al. 2013). Além do mais, toda a área restaurada está circundada por FES, o que possivelmente também promoveu o fluxo de animais dispersores de sementes cruzando os reflorestamentos.

A distância em relação às fontes de propágulos pode constituir uma das principais barreiras à regeneração natural (Suganuma et al. 2014), sendo que a qualidade da paisagem e a conectividade entre áreas em processo de restauração, potencializam a resiliência (Cheung et al. 2010; Pereira et al. 2013; Kauano et al. 2013). O processo sucessional em reflorestamentos leva ao aumento da diversidade com o decorrer do tempo, sendo que este processo depende consideravelmente de fontes efetivas de sementes na vizinhança (Suganuma et al. 2014). Portanto, a composição florística de florestas restauradas será determinada pelo conjunto regional de espécies, substituindo gradativamente as espécies plantadas (Suganuma et al. 2014). Neste sentido, as áreas avaliadas no presente trabalho encontram-se completamente circundadas por floresta nativa,

possibilitando o aporte de quantidades expressivas de propágulos (Guariguata e Ostertag 2001), especialmente quando comparado a outros empreendimentos minerários de maior porte ou onde não há a completa circunvenção da área por florestas nativas.

Apesar das diferenças apresentadas em relação ao ecossistema de referência, os resultados encontrados nas áreas em restauração permitem inferir que está havendo o restabelecimento de atributos determinantes à reconstrução da floresta, como evidenciado pela densidade de indivíduos nos dois estratos e, principalmente, pela área basal e riqueza no estrato regenerante. Em termos funcionais, notou-se que somente a distribuição de riqueza de espécies por guildas de dispersão foi similar à FES. Apesar de estar havendo a reestruturação da comunidade florestal, esta apresentou predomínio de indivíduos de espécies pioneiras e de anemocóricas, indicando que este grupo de espécies foi determinante nesse primeiro estágio de reconstrução da comunidade florestal. As distâncias das áreas em restauração, em relação ao ecossistema de referência circunvizinho, não apresentaram variação em riqueza, diversidade e densidade no estrato regenerante, sendo que o tamanho dessas áreas pode ser considerado pequeno, de forma que a chegada de propágulos seja bem distribuída em toda a área. Recomenda-se que sejam realizados estudos de dinâmica florestal em áreas em processo de restauração florestal, de forma a possibilitar a avaliação da efetividade do método no restabelecimento da trajetória de desenvolvimento da comunidade florestal.

### **Implicações para a prática**

- o planejamento operacional de mineração em matriz composta por floresta tropical deve prever, sempre que possível, a abertura de frentes de lavra com menor área, de forma a maximizar a influência

da vegetação remanescente no aporte de propágulos durante a restauração;

- apesar de não terem sido testadas diferentes densidades de plantio de mudas, e de não ter sido possível quantificar a contribuição efetiva dos indivíduos plantados nas comunidades avaliadas, pode-se presumir que o plantio de mudas nativas em maior densidade afetou positivamente a comunidade e, portanto, esta densidade não apresenta contraindicações para replicação em condições similares;
- em princípio *B. brachylaenoides* constitui uma espécie interessante para uso em reflorestamentos de áreas mineradas na Mata Atlântica, por possibilitar a rápida estruturação do compartimento arbustivo-arbóreo, sendo que, em função de suas características de dispersão, talvez seja viável sua introdução através de sementeira a lanço.

## REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

Arihafa, A., and A. L. Mack. 2013. Treefall gap dynamics in a tropical rain forest in Papua New Guinea. *Pacific Science* **67**:47–58.

Barros, D. A., J. A. A. Pereira, M. M. Ferreira, B. M. Silva, D. F. Filho, and G. O. Nascimento. 2013. Soil physical properties of high mountain fields under bauxite mining. *Ciência e Agrotecnologia* **37**:419–426.

Brokaw, N. V. L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* **66**:682–687.

Carvalho, L. C. S., E. van den Berg, and F. B. Fernandes. 2012. Análise da variação temporal da estrutura de uma floresta altimontana com histórico de fogo. *Cerne* **18**:223–230.

Cheung, K. C., D. Liebsch, and M. C. M. Marques. 2010. Forest recovery in newly abandoned pastures in southern Brazil: implications for the Atlantic rain forest resilience. *Natureza e Conservação* **08**:66–70.

Costa, M. P., J. A. A. Pereira, M. A. L. Fontes, P. H. A. Melo, D. S. Pífano, A. S. Pellicciottii, and R. A. Silva. 2011. Estrutura e diversidade da comunidade arbórea de uma floresta superomontana, no planalto de Poços de Caldas (MG). *Ciência Florestal*. **21**:711–725.

Dias, A. T. C., R. L. Bozelli, R. M. Darigo, F. D. A. Esteves, H. F. Santos, M. P. Figueiredo-Barros, and F. R. Scarano. 2012. Rehabilitation of a bauxite tailing substrate in Central Amazonia: the effect of litter and seed addition on flood-prone forest restoration. *Restoration Ecology* **20**:483–489.

Ferreira, J., L. E. O. C. Aragão, J. Barlow, P. Barreto, E. Berenguer, M. Bustamante, T. A. Gardner, A. C. Lees, A. Lima, J. Louzada, L. Parry, C. A. Peres, R. Pardini, P. S. Pompeu, M. Tabarelli, and J. Zuanon. 2014. Brazil's environmental leadership at risk. *Science* **346**:706–707.

Golos, P. J., and K. W. Dixon. 2014. Waterproofing topsoil stockpiles minimizes viability decline in the soil seed bank in an arid environment. *Restoration Ecology*, **22**:495–501.

Guariguata, M. R., and R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* **148**:185–206.

Guimarães, J. C. C., D. A. Barros, J. A. A. Pereira, R. A. Silva, A. D. Oliveira, and L. A. C. Borges. 2013. Cost analysis and ecological benefits of environmental recovery methodologies in bauxite mining. *Cerne*, **19**:9–17.

Holl, K. D., V. M. Stout, J. L. Reid, and R. A. Zahawi. 2013. Testing heterogeneity-diversity relationships in tropical forest restoration. *Oecologia* **173**:569–578.

Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* **5**:173-185.

Kauano, É. E., F. C. G. Cardoso, J. M. D. Torezan, and M. C. M Marques. 2013. Micro- and meso-scale factors affect the restoration of Atlantic forest. *Natureza e Conservação* **11**:145–151.

Koch, J. M. 2007. Alcoa's mining and restoration process in South Western Australia. *Restoration Ecology*, **15**:s11-s16.

Letcher, S. G., and R. L. Chazdon. 2009. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. *Biotropica* **41**:608–617.

Liebsch, D., M. C. M. Marques, and R. Goldenberg. 2008. How long does the Atlantic rain forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation* **141**:1717–1725.

Machado, E. L. M., and A. T. Oliveira-Filho. 2010. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. *Acta Botânica Brasílica* **24**:250-261.

Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853–858.

Oliveira-Filho, A. T., J. M. Mello, and J. R. S. Scolforo. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* **131**:45–66.

Parrotta, J. A., O. H. Knowles, and J. M. Wunderle. 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management* **99**:21–42.

Pereira, L. C. S. M., C. C. C. Oliveira, and J. M. D. Torezan. 2013. Woody species regeneration in Atlantic Forest restoration sites depends on surrounding landscape. *Natureza e Conservação* **11**:138–144.

Rangel, C. D., A. Reif, and L. Hernández. 2011. Understanding small-scale disturbances in Guayana's montane forests: gap characterization in the Sierra de Lema, Venezuela. *Interciencia* **36**:272–280.

Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, and M. M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**:1141–1153.

Ruiz-Jaen, M. C., and T. M. Aide. 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology* **13**:569–77.

Sansevero, J. B. B., P. V. Prieto, L. F. D. Moraes, and P. J. F. P. Rodrigues. 2011. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology* **19**:379–389.

SÃO PAULO – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução SMA 32 de 03/04/2014. 2014.

SER. 2004. The SER international primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Az.

Souza, F. M., and J. L. F. Batista. 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* **191**:185–200.

Suganuma, M. S., G. B. Assis, and G. Durigan. 2014. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic forest. *Community Ecology* **15**:27–36.

Suganuma, M. S., and G. Durigan. 2014. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology* n/a – n/a.

Swaine, M. D., and T. C. Whitmore. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. *Vegetatio* **75**:81–86.

Tabarelli, M., and W. Mantovani. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Rev. Brasil. Biol.* **59**:239–250.

Tabarelli, M., and C. A. Peres. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* **106**:165–176.

Whitmore, T. C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* **70**:536–538.

## **Material suplementar – Um sistema inovador para a restauração ecológica de áreas mineradas de bauxita na Mata Atlântica**

### **Material e Métodos**

#### Área de estudo

O substrato geológico do planalto de Poços de Caldas é constituído por um maciço alcalino de forma aproximadamente circular, ocupando uma área de 6.558 km<sup>2</sup> (Cavalcante et al. 1979). A altitude da encosta onde foram alocadas as parcelas amostrais variou entre 1.380 e 1.470 m.

O clima regional é do tipo Cwb, subtropical de altitude, segundo a classificação de Köppen, mesotérmico com verões brandos e estiagem de inverno (Alvares et al. 2013). A estação chuvosa estende-se de outubro a março, com índice pluviométrico anual médio de 1.482 mm, temperatura média anual de 19,9°C, com temperaturas mínimas e máximas absolutas de, respectivamente, -6,0 e 31,7°C (PMPC 1992).

O planalto encontra-se na região do domínio da Mata Atlântica (Velooso et al. 1991), sendo a formação florestal classificada como Floresta Estacional Semidecidual Alto-Montana (Oliveira-Filho et al. 2006), formação florestal predominante no planalto.

Tabela S1 Relação das três áreas adjacentes em processo de restauração ecológica (A1, A2 e A3) no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, apresentando informações quanto ao tamanho de cada reflorestamento, ano de implantação da restauração ecológica, idade do reflorestamento na data da fitossociologia, posição na encosta, número de unidades amostrais e distância média entre as parcelas.

Área	Tamanho (ha)	Implantação	Idade (meses)	Posição na encosta	Nº de parcelas	Distância média entre parcelas (m)
A1	6,0	12/2008	21	intermediária	33	24,0
A2	3,2	11/2007	34	baixa	32	17,5
A3	1,8	12/2005	56	topo	33	10,5

### Estrutura da comunidade

As parcelas das áreas em restauração foram distribuídas de maneira o mais equidistante possível respeitando-se as seguintes condições: (1) distância mínima de 5 m entre os limites da parcela e o ecossistema de referência circunvizinho; (2) alocação das parcelas sem que estas coincidisse com os canais e bacias de sedimentação do sistema de drenagem de águas pluviais. Em função da condição (2) a área com idade intermediária (A2), por localizar-se na porção mais declivosa da encosta e, portanto, possuir sistema de drenagem mais denso, permitiu que fossem alocadas apenas 32 parcelas, uma a menos que as outras áreas.

Também foram alocadas 33 parcelas no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual (FES) circunvizinho, obedecendo-se a distância mínima de 5 m dos limites de cada parcela em relação à borda da floresta. Na FES as parcelas foram alocadas de forma a cobrir todo o perímetro da área minerada. Nas bordas mais antigas, provenientes da supressão de vegetação para mineração da área A3, em 2004, é possível que o efeito de borda já tenha alterado parcialmente a composição florística, principalmente no estrato regenerante.

A fitossociologia ocorreu no segundo semestre de 2010, sendo que os indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo com bifurcação abaixo de 1,3 m acima do solo, a medida do DAP (Diâmetro à Altura do Peito) procedeu-se através da medição do DAP de cada caule, sendo posteriormente calculado um único valor de DAP para cada indivíduo através da raiz quadrada da soma dos quadrados de cada DAP medido em campo (Scolforo e Mello 2006).

Para avaliar a influência do remanescente de FES no estrato regenerante dos reflorestamentos, foram determinadas as coordenadas geográficas de cada parcela, de forma a permitir a determinação posterior da menor distância linear de cada parcela em relação a FES através do *software* AutoCad.

O material botânico foi coletado e numerado, permitindo a consulta a bibliografias e especialistas para identificação botânica, adotando-se o sistema de classificação *Angiosperm Phylogeny Group* (APG III 2009).

### **Análise estatística**

Foram calculados os parâmetros fitossociológicos de forma a obter o Valor de Importância (VI) de cada espécie (Muller-Dombois e Elleberg 1974), para posterior comparação em termos de composição entre as áreas A1, A2, A3 e FES.

As variáveis abundância média de indivíduos (número de indivíduos por parcela) e área basal média (m<sup>2</sup> por parcela) foram comparadas entre as áreas (A1, A2, A3 e FES), nos estratos arbustivo-arbóreo e regenerante. Quando o teste de normalidade recusou a distribuição dos dados houve transformação destes. Assim, dados quantitativos contínuos de área basal foram transformados por expressão logarítmica, enquanto dados quantitativos discretos de abundância foram transformados por expressão de raiz quadrada. Novamente os dados tiveram a normalidade testada e, ainda assim, persistindo o desvio da

normalidade, foram efetuados ambos os testes, paramétrico e não paramétrico, os quais sempre apresentaram o mesmo resultado quanto ao teste de hipótese. Nesses casos, optou-se pela manutenção do teste paramétrico devido a sua robusticidade.

Também foram determinados os índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e de equabilidade de Pielou ( $J'$ ), para ambos os estratos dos reflorestamentos e do ecossistema de referência (Kent e Coker 1992). Os valores de  $H'$  foram comparados estatisticamente através da estimativa da diversidade de espécies total em cada área, através do programa EstimateS versão 9.1.0 (Colwell 2014). Também foi comparada estatisticamente a riqueza específica estimada para ambos os estratos de cada uma das áreas, através do programa EstimateS versão 9.1.0 (Colwell 2014).

Para avaliação do restabelecimento dos processos ecológicos, em cada um dos estratos, as espécies foram classificadas em guildas de regeneração, conforme proposto por Swaine e Whitmore (1988): Pioneira (P) - necessita de incidência de luz solar direta pelo menos em parte do dia para germinar e estabelecer; Clímax exigente de Luz (CL) – sementes germinam nas condições de sombra, porém os imaturos necessitem de luz abundante para crescer e atingir o dossel; Clímax tolerante à Sombra (CS) – as sementes germinam e conseguem crescer nas condições de sombra do sub-bosque, podendo atingir a maturidade sob o dossel ou no dossel da floresta, conforme a espécie. De acordo com van der Pijl (1982) foi realizada a classificação das espécies em guildas de dispersão: Anemocórica (ANE – dispersão pelo vento), Autocórica (AUT – dispersão por gravidade e/ou explosiva) e Zoocórica (ZOO – dispersão por animais). A classificação das espécies em guildas foi realizada através de consulta à literatura (Morellato e Leitão-Filho 1992; Lorenzi 1992, 1998, 2009; Barroso et al. 1999; Carvalho 2003, 2006, 2008, 2010; Nunes et al. 2003; Catharino et al. 2006). Foi comparada a distribuição de indivíduos por guildas de regeneração e

de dispersão, entre todas as áreas, e somente entre as áreas em restauração, através de tabelas de contingência e teste de qui-quadrado de partição (Zar 1999).

As alterações florísticas entre as áreas foram avaliadas a partir da análise *Nonmetric Multidimensional Scaling* (NMDS) (Prentice 1977; Kenkel e Orłóci 1986; Clarke 1993), a fim de avaliar a existência de padrões na composição de espécies. A significância das diferenças entre os grupos observados na NMDS foi avaliada pelo teste ANOSIM (Clarke 1993). Para realização da NMDS foram construídas matrizes de abundância das espécies nas áreas A1, A2, A3 e FES, as quais foram submetidas a análises de dissimilaridade por meio do coeficiente Distância Euclidiana (Kent e Coker 1992), o que produziu as matrizes de distância utilizadas no procedimento de ordenação. Esse procedimento foi adotado para avaliação dos estratos arbustivo-arbóreo e regenerante. A NMDS é uma técnica desejável em estudos de ecologia, visto que se trata de um procedimento não paramétrico, que não exige normalidade das variáveis, com bons resultados para bancos de informações com grande proporção de zeros (Kenkel e Orłóci 1986; Clarke 1993).

A avaliação da influência da distância linear de cada parcela amostral dos reflorestamentos em relação à FES, nos parâmetros de abundância, área basal e riqueza de espécies foi realizada através do teste de correlação de Pearson.

## RESULTADOS

Tabela S2 Presença e ausência de famílias e espécies botânicas levantadas em áreas mineradas para exploração de bauxita, no planalto de Poços de Caldas – MG, onde: Estrato (Arb - Arbustivo-Arbóreo; Reg - Regenerante); áreas em processo de restauração (A1, A2 e A3), e ecossistema de referência (FES); Guildas de Regeneração (GE: P - Pioneira; CL - Clímax exigente de Luz; CS - Clímax tolerante à Sombra) e Dispersão (Disp: ANE - Anemocórica; AUT - Autocórica; ZOO - Zoocórica; NC - Não Classificada).

Família/Espécie	Estrato		Área			FES	Guildas	
	Arb	Reg	A1	A2	A3		GE	Disp
ANACARDIACEAE								
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	X	X	X	X	X	X	CL	ZOO
ANNONACEAE								
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	X	X		X		X	CL	ZOO
APOCYNACEAE								
<i>Aspidosperma australe</i> Müll.Arg.	X	X				X	CL	ANE
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	X	X				X	CL	ANE
AQUIFOLIACEAE								
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	X	X			X	X	CL	ZOO
ARALIACEAE								
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin e Fiaschi	X	X				X	CL	ZOO
ARAUCARIACEAE								
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	X	X	X	X			CL	ZOO
ARECACEAE								
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	X	X				X	CS	ZOO
ASTERACEAE								
<i>Baccharis brachylaenoides</i> DC.	X	X	X	X	X	X	P	ANE
<i>Baccharis</i> sp.	X					X	P	ANE
<i>Dasyphyllum</i> sp.	X					X	NC	ANE
<i>Eupatorium grandiflorum</i> Hook.	X	X	X	X	X		P	ANE
<i>Eupatorium</i> sp.1	X	X	X	X	X	X	P	ANE
<i>Eupatorium</i> sp.2	X	X	X	X	X		P	ANE
<i>Eupatorium</i> sp.3		X			X		P	ANE
<i>Eupatorium</i> sp.4	X	X			X		P	ANE
<i>Eupatorium</i> sp.5		X				X	P	ANE
<i>Gochmatia paniculata</i> (Less.) Cabrera	X	X			X	X	P	ANE
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	X	X		X	X		P	ANE
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H. Rob.	X	X	X	X	X	X	P	ANE
BIGNONIACEAE								
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	X					X	CS	ANE
<i>Handroanthus catarinensis</i> (A.H.Gentry) S.Grose	X	X		X	X	X	CL	ANE

“Tabela S2, continuação”

Família/Espécie	Estrato		Área			Guildas		
	Arb	Reg	A1	A2	A3	FES	GE	Disp
BORAGINACEAE								
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	X				X		CL	ZOO
CANNABACEAE								
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	X	X	X	X	X		P	ZOO
CELASTRACEAE								
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	X	X				X	CS	ZOO
CLETHRACEAE								
<i>Clethra scabra</i> Pers.	X	X	X		X	X	CL	ANE
CUNONIACEAE								
<i>Lamanonia grandistipularis</i> (Taub.) Taub.	X				X		CS	ANE
CYATHEACEAE								
<i>Cyathea</i> sp.	X	X			X		CS	ANE
ERYTHROXYLACEAE								
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	X				X		CS	ZOO
EUPHORBIACEAE								
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	X	X	X	X	X	X	CL	ZOO
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	X	X	X	X	X	X	P	AUT
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	X			X		X	P	ZOO
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. e Downs	X	X				X	CL	AUT
FABACEAE								
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	X	X	X	X			P	ANE
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	X					X	CL	AUT
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) D.Dietr.	X	X	X	X	X		CL	AUT
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	X	X			X	X	CL	AUT
<i>Crotalaria</i> sp.		X	X				P	NC
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	X					X	CL	ANE
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	X	X				X	CL	ANE
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	X		X		X		CL	ANE
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	X				X		NC	AUT
<i>Hymenaea courbaril</i> L.		X		X			CL	ZOO
<i>Inga</i> sp.	X	X		X	X		NC	ZOO
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby e J.W.Grimes	X					X	CL	AUT
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.		X		X			CL	ANE
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	X	X			X	X	CL	ANE
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	X					X	CL	ANE
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.		X	X	X			CS	ANE
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin e Barneby	X	X	X	X	X		P	AUT
<i>Senna velutina</i> (Vogel) H.S.Irwin e Barneby	X	X	X	X	X		NC	ZOO
<i>Aegiphila lhotskiana</i> Cham.	X	X		X	X	X	P	AUT

“Tabela S2, continuação”

Família/Espécie	Estrato		Área				Guildas	
	Arb	Reg	A1	A2	A3	FES	GE	Disp
LAMIACEAE								
<i>Vitex polygama</i> Cham.	X	X		X	X	X	CL	ZOO
LAURACEAE								
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	X	X				X	CS	ZOO
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez		X	X			X	CS	ZOO
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	X					X	CS	ZOO
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	X					X	CL	ZOO
<i>Nectandra venulosa</i> Meisn.		X		X			CS	ZOO
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	X	X				X	CL	ZOO
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	X	X				X	CS	ZOO
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	X					X	CS	ZOO
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees e Mart.) Mez	X	X			X	X	CL	ZOO
<i>Persea pyrifolia</i> Nees	X	X	X			X	CS	ZOO
LYTHRACEAE								
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	X	X	X	X	X	X	CL	ANE
MALVACEAE								
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. e Arn.) Hassl.	X		X	X	X		CL	ANE
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	X	X	X	X	X		CL	ANE
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. e Zucc.	X		X		X		CL	ANE
<i>Sida</i> sp.		X	X	X			NC	NC
MELASTOMATACEAE								
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	X	X				X	CL	ZOO
<i>Miconia</i> sp.	X	X			X	X	NC	ZOO
<i>Miconia trianae</i> Cogn.	X	X			X	X	CL	ZOO
<i>Miconia tristis</i> Spring	X	X			X	X	CL	ZOO
<i>Tibouchina fothersgillae</i> (Schrank e Mart. ex DC.) Cogn.	X	X			X	X	CL	AUT
<i>Tibouchina mutabilis</i> Cogn.	X	X	X	X	X	X	CL	ANE
<i>Trembleya parviflora</i> (D.Don) Cogn.	X	X		X	X		P	ZOO
MELIACEAE								
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	X	X		X		X	CS	ZOO
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	X	X	X	X	X	X	CL	ANE
MONIMIACEAE								
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	X					X	CS	ZOO
MORACEAE								
<i>Ficus pertusa</i> L.f.	X		X	X			CS	ZOO
MYRTACEAE								
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	X	X				X	CS	ZOO
<i>Calyptranthes brasiliensis</i> Spreng.	X	X			X	X	CS	ZOO
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	X	X	X		X		CL	ZOO
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	X					X	CS	ZOO

“Tabela S2, continuação”

Família/Espécie	Estrato		Área				Guildas	
	Arb	Reg	A1	A2	A3	FES	GE	Disp
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.		X		X			CS	ZOO
<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.	X	X	X		X	X	CS	ZOO
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	X	X				X	CS	ZOO
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	X	X				X	CL	ZOO
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	X					X	CL	ZOO
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	X	X				X	CL	ZOO
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine		X		X			CL	ZOO
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	X	X				X	CS	ZOO
<i>Siphoneugena reitzii</i> D.Legrand	X					X	CS	ZOO
PRIMULACEAE								
<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz e Pav.) Mez	X				X	X	P	ZOO
<i>Myrsine umbellata</i> (Mart.) Mez	X	X	X	X	X	X	CL	ZOO
PROTEACEAE								
<i>Roupala montana</i> Aubl.	X					X	CL	ANE
RHAMNACEAE								
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	X	X		X		X	CL	ZOO
ROSACEAE								
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	X	X	X	X	X	X	CS	ZOO
RUBIACEAE								
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	X					X	CS	ZOO
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	X	X				X	CL	ZOO
<i>Psychotria bangii</i> Romero		X				X	CL	ZOO
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	X	X				X	CL	ZOO
RUTACEAE								
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	X	X	X	X	X	X	P	ZOO
SALICACEAE								
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	X	X			X		CL	ZOO
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	X	X				X	CL	ZOO
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	X					X	CL	ZOO
SAPINDACEAE								
<i>Cupania paniculata</i> Cambess.	X	X				X	CL	AUT
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	X	X		X		X	CL	ZOO
SOLANACEAE								
<i>Solanum crinitum</i> Lam.		X	X				CL	ZOO
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	X	X	X	X	X		P	ZOO
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	X	X	X	X	X	X	CL	ZOO
STYRACACEAE								
<i>Styrax leprosus</i> Hook. e Arn.	X				X	X	CL	ZOO
THYMELAEACEAE								
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart. e Zucc.	X	X				X	CS	ZOO
URTICACEAE								
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	X	X	X	X	X	X	P	ZOO
<i>Cecropia</i> sp.	X				X		P	ZOO

“Tabela S2, conclusão”

Família/Espécie	Estrato		Área				Guildas	
	Arb	Reg	A1	A2	A3	FES	GE	Disp
VOCHYSIACEAE								
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	X	X				X	CL	ANE
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	X	X			X	X	CL	ANE
INDETERMINADA								
morfoespécie 1	X				X		NC	NC
morfoespécie 2		X			X		NC	NC

Tabela S3 Relação das espécies botânicas com maiores Valores de Importância (VI%) dos estratos Arbustivo-Arbóreo e Regenerante, em áreas mineradas para exploração de bauxita, no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. Foram listadas as cinco principais espécies de cada área e da amostra global (valores em negrito). Os demais valores apresentados correspondem àqueles que não estão entre os cinco principais em cada área. Onde: Guildas de Regeneração (GE: P - Pioneira; CL - Clímax exigente de Luz; CS - Clímax tolerante à Sombra); Dispersão (Disp: ANE - Anemocórica; AUT - Autocórica; ZOO - Zoocórica; NC - Não Classificada); áreas em processo de restauração (A1, A2 e A3), e ecossistema de referência (FES).

Espécie	Guildas		VI (%)				Total Geral
	GE	Disp	A1	A2	A3	FES	
Estrato Arbustivo-Arbóreo:							
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	CL	ZOO	<b>8,51</b>	<b>13,13</b>	<b>16,57</b>	<b>4,08</b>	<b>8,95</b>
<i>Baccharis brachylaenoides</i> DC.	P	ANE	2,66	<b>16,50</b>	<b>27,04</b>		<b>9,28</b>
<i>Calyptranthes brasiliensis</i> Spreng.	CS	ZOO				<b>4,02</b>	2,03
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	AUT	<b>23,25</b>	<b>7,60</b>	2,77	0,10	<b>3,89</b>
<i>Myrsine umbellata</i> (Mart.) Mez	CL	ZOO			0,76	<b>6,64</b>	3,41
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	CS	ZOO				<b>7,63</b>	3,54
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	CL	ZOO	<b>8,59</b>	<b>13,40</b>	<b>5,98</b>	0,19	<b>4,84</b>
<i>Tibouchina mutabilis</i> Cogn.	CL	ANE		0,70	<b>11,84</b>	0,88	3,13
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	P	ZOO	<b>11,40</b>	3,68	1,62		2,0
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H. Rob.	P	ANE	<b>14,25</b>	<b>13,24</b>	<b>5,14</b>	0,23	<b>5,03</b>
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	CL	ANE				<b>5,03</b>	2,68
Total (soma dos cinco maiores VI)			<b>66,00</b>	<b>63,87</b>	<b>66,57</b>	<b>27,41</b>	<b>30,22</b>
Total			68,67	68,26	71,71	28,81	48,75
Estrato Regenerante:							
<i>Aspidosperma australe</i> Müll.Arg.	CL	ANE				<b>4,03</b>	1,31
<i>Baccharis brachylaenoides</i> DC.	P	ANE	<b>10,61</b>	<b>9,92</b>	<b>11,49</b>	0,43	<b>7,15</b>
<i>Calyptranthes brasiliensis</i> Spreng.	CS	ZOO			0,63	<b>4,00</b>	1,53
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	CL	ANE	5,49	<b>9,67</b>			3,46
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	AUT	<b>6,35</b>				1,27
<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.	CS	ZOO	1,64		<b>4,31</b>	1,33	1,73
<i>Eupatorium</i> sp.1	P	ANE	<b>14,01</b>	<b>18,16</b>	<b>14,70</b>	0,90	<b>10,51</b>
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	CL	ZOO				<b>21,62</b>	<b>7,55</b>

“Tabela S3, conclusão”

Espécie	Guildas		VI (%)				Total Geral
	GE	GE	A1	A2	A3	FES	
<i>Sida</i> sp.	NC	NC	<b>9,16</b>	2,75			2,43
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	CL	ZOO	<b>10,95</b>	1,03		0,43	2,59
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	CL	ZOO	2,96	<b>7,10</b>	1,81	2,29	3,45
<i>Tibouchina fothergillae</i> (Schrank e Mart. ex DC.) Cogn.	CL	AUT			2,39	<b>17,40</b>	<b>6,56</b>
<i>Tibouchina mutabilis</i> Cogn.	CL	ANE	1,44	3,87	<b>18,96</b>		<b>5,52</b>
<i>Trembleya parviflora</i> (D.Don) Cogn.	P	ZOO		0,69	<b>5,15</b>		1,33
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H. Rob.	P	ANE	3,61	<b>9,53</b>	3,55		3,74
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	CL	ANE				<b>3,97</b>	1,39
Total (soma dos cinco maiores VI)			<b>51,09</b>	<b>54,37</b>	<b>54,60</b>	<b>51,01</b>	<b>37,29</b>
Total			66,23	62,71	62,99	56,40	61,52

## REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

Alvares, C. A., J. L. Stape, P. C. Sentelhas, J. L. M. Gonçalves, and G. 2013. Sparovek. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* **22**:711–728.

APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* **161**:105-121.

Barroso, G. M., M. P. Morim, A. L. Peixoto, and C. L. F. Ichaso. 1999. Frutos e sementes: morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas. Editora UFV, Viçosa.

Carvalho, P. E. R. 2003. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica, Embrapa Florestas, Brasília.

Carvalho, P. E. R. 2006. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica, Embrapa Florestas, Brasília.

Carvalho, P. E. R. 2008. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica, Embrapa Florestas, Brasília.

Carvalho, P. E. R. 2010. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica, Embrapa Florestas, Brasília.

Catharino, E. L. M., L. C. Bernacci, G. A. D. C. Franco, G. Durigan, and J. P. Metzger. 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da reserva florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropical* **6**:1–28.

Cavalcante, J. C., H. C. S. Cunha, L. A. Chierigati, L. Q. Kaefer, J. M. Rocha, E. C. Daitx, M. G. M. Coutinho, K. Yamamoto, J. B. V. Drummond, D. B. Rosa, and R. Ramalho. 1979. Projeto Sapucaí. Relatório Final de Geologia. DNPM/CPRM, Brasília.

Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* **18**:117-143.

Colwell, R. K. 2014. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0 User's guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>

Kenkel, N. C., and L. Orlóci. 1986. Applying metric and nonmetric multidimensional scaling to ecological studies: some new results. *Ecology* **67**:919-928.

Kent, M., and P. Coker. 1992. *Vegetation description and analysis, a practical approach*. Belhaven Press, London.

Lorenzi, H. 1992. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Ed. Plantarum, Nova Odessa.

Lorenzi, H. 1998. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Ed. Plantarum, Nova Odessa.

Lorenzi, H. 2009. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Ed. Plantarum, Nova Odessa.

Morellato, L. P. C., e H. F. Leitão-Filho. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. Pages 112-140. In: L. P. C. Morellato (Org.). *História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área no Sudeste do Brasil*. UNICAMP/FAPESP, Campinas.

Muller-Dombois, D., and H. Ellemberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. J. Wiley, New York.

Nunes, Y. R. F., A. V. R. Mendonça, L. Botezelli, E. L. M. Machado, and A. T. Oliveira-Filho. 2003. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. *Acta Botânica Brasílica* **17**:213–29.

Oliveira-Filho, A. T., J. A. Jarenkow, and M. J. N. Rodal. 2006. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. Pages 159-192. In: Pennington, R. T., J. A. Ratter, and G. P. Lewis. (eds) *Neotropical savannas and dry forests: Plant diversity, biogeography and conservation*. Boca Raton, Florida.

PMPC. Prefeitura Municipal de Poços de Caldas. 1992. Plano diretor do município de Poços de Caldas. <http://www.pocosdecaldas.mg.gov.br> (acesso em 19/07/2007).

Prentice, I. C. 1977. Non-metric ordination methods in ecology. *Journal of Ecology* **65**:85-94.

- Scolforo, J. S.; and J. M. Mello. 2006. Inventário Florestal. Lavras: UFLA.
- Swaine, M. D.; and T. C. Whitmore. 1988. On the definition of ecological species groups in Tropical Rain Forest. *Vegetatio* **75**:81-86.
- van der Pijl, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. 5 ed. Berlin: Springer Verlag.
- Veloso, H. P., A. L. R. Rangel Filho, and J. C. A. Lima. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, 88 p.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

**ARTIGO 2**

**ANÁLISE DOS CUSTOS E BENEFÍCIOS ECOLÓGICOS DE  
METODOLOGIAS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL EM MINAS DE  
BAUXITA**

João Carlos Costa Guimarães; Dalmo Arantes de Barros; José Aldo Alves Pereira; Rossi  
Allan Silva; Antonio Donizette de Oliveira; Luís Antônio Coimbra Borges

Artigo publicado na Revista Cerne, Lavras, v. 19, n. 1, p. 9-17. Jan./Mar. 2013.

**COST ANALYSIS AND ECOLOGICAL BENEFITS OF  
ENVIRONMENTAL RECLAMATION METHODOLOGIES IN  
BAUXITE MINING**

**ANÁLISE DOS CUSTOS E BENEFÍCIOS ECOLÓGICOS DE  
METODOLOGIAS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL EM MINAS DE  
BAUXITA**

**Abstract:** The objective of this work was to analyze and to compare three methods of environmental reclamation in bauxite mining commonly used in Poços de Caldas plateau, MG, by means of reclamation costs and ecological benefits. Yields and cost data of environmental reclamation work were obtained for the areas that belong to Companhia Geral de Minas – CGM, Poços de Caldas, MG. The cost amounts of these activities were used to compare the reclamation methods by updating them monetarily to a reference date, which is the current moment. The conclusion is reached that the difference between the current costs for simple restoration and rehabilitation activities are less than 1% and that between the complete restoration and rehabilitation is about 15.12%, suggesting that the choice of the methods to be used must be based on the ecological yields proportional to each of them. The methodology of environmental restoration of the mining areas emphasizes the ecological variables in the process of establishment of the community, to the detriment of complex ecological aspects, which present difficulties for measuring the current moment of development of the ecosystem that was evaluated.

**Keywords:** Mining. Cost analysis. Environmental restoration. Environmental rehabilitation.

**Resumo:** Neste trabalho, objetivou-se analisar e comparar três métodos de recuperação ambiental de áreas mineradas de bauxita comumente utilizadas na região do Planalto de Poços de Caldas, MG, por meio dos custos de recuperação e dos benefícios ecológicos. Obtiveram-se dados de rendimentos e custos das atividades de recuperação ambiental em áreas pertencentes à Companhia Geral de Minas – CGM, em propriedades localizadas no município de Poços de Caldas, MG. Para comparar os métodos de recuperação, utilizaram-se os valores dos custos dessas atividades, atualizando-os monetariamente para uma data de referência, ou seja, o momento atual. Concluiu-se que a diferença entre os valores atuais dos custos das atividades da restauração simples e reabilitação é menor do que 1% e entre restauração completa e reabilitação é cerca de 15,12%, sugerindo que a escolha do método a ser usado deve se basear nos ganhos ecológicos proporcionados por cada um deles. A metodologia de restauração ambiental de áreas mineradas enfatiza as variáveis ecológicas no processo de estabelecimento da comunidade, enquanto a reabilitação fundamenta-se na cobertura do solo em curto prazo, em detrimento dos aspectos ecológicos complexos, os quais apresentam dificuldades de mensuração no momento atual de desenvolvimento do ecossistema avaliado.

**Palavras-chave:** Mineração. Análise de custo. Restauração ambiental. Reabilitação ambiental.

## 1 INTRODUCTION

Mining activities as well as transformation to finished products corresponds to about 5% of the Gross Domestic Product (GDP) (LOBÃO, 2008). The balance of trade data published in 2007 showed that non-ferrous mining activity contributed 21% of the total exports, 13% of imports and 43% of Brazil's trade balance (LOBÃO, 2008).

Brazilian mining is under national and international pressure to protect the environment mainly by the rules of the International Organization for Standardization (ISO), and this means that mining companies have to take on commitments and investments bigger than those being currently carried out to meet political and market demands (GRIFFITH et al., 1996).

Abandoned mine lands frequently result in serious socio-environmental problems for the communities in the neighborhood of the mining sites. However, the law asserts that all mined areas must be reclaimed in order to lighten the environmental impacts of mining (BRASIL, 1988). Agents and involved parties through the provision of financial resources and the presentation of guarantees must carry out the closure of mines by including the costs and the management of the closure plan in the financial planning of the mining company (ICMM, 2008). These costs will not be transferred to government agencies or to the community upon the depletion of the mineral reserves due to mining, or in the case of an abrupt interruption of mining caused by the bankruptcy of the mining company (LIMA et al., 2006).

Mining in tropical forests can cause fragmentation of ecosystems resulting in a series of threats to the local and regional biodiversity conservation (IPEF, 2001). The reclamation of these areas can provide a positive impact on soil fertility and on the biodiversity (ORLANDO et al., 2003; PFAFF et al.,

2007), in which the native species are compatible with to the local ecosystem when they are applied during the rejuvenation process (COELHO, 2007).

The Poços de Caldas Plateau is located in the Atlantic Forest biome, where the remaining forest has significant environmental importance. The Atlantic Forest is classified as a biodiversity hotspot (MYERS et al., 2000), and regulates the water supply, improves the soil fertility, controls the regional climate and the local microclimate, and protects the scarps and hillsides of mountain ridges from erosion and landslides (RODRIGUES e GANDOLFI, 2000).

Research work for developing technologies are underway that are aimed at the restoration of this biome. The objective of the restoration process is to reconstitute new ecosystems to be the closest to the original ones as possible by creating conditions for the renewal of the biodiversity, in which the species have the conditions to be sustainable and the reproduction and genetic diversity in their population is guaranteed (ENGEL e PARROTA, 2003; KAGEYAMA e GANDARA, 2003).

The feasibility study for the reclamation of the disturbed areas must be initiated before the mining begins, according to IBAMA (1990), at the planning stage to obtain certain advantages, including economic ones. The soil removed for mining causes the loss of a big amount of organic material, reducing its fertility, and this can have a negative impact on the recovery of the disturbed areas. Most of the time, soils in disturbed areas show low levels of nutrients and physical properties that are different from the original soil.

Reclamation costs of the mined areas can be reduced by the selection of resistant plants that can grow with a low level of available nutrients or those that are colonized by symbiotic microorganisms in the rhizosphere (OLIVEIRA et al., 2010). The initial success of recovery of a disturbed ecosystem depends partly on the management practices carried out at the sites and on the species of

the regional flora to be used for the reestablishment of the ecological process (MOREIRA, 2004).

However, faced with the diversity of the characteristics between the Brazilian biome, and even inside each biome, it is not appropriate to use the same reclamation method in all the regions as the conditions found in each environment can determine the procedures required for them and their respective costs (DEPRÁ et al., 2009). According to Rodrigues e Gandolfi (2000), Carpanezzi (2005), the best strategy to restore and accelerate the reclamation process is to enable in a smooth manner a system of ecological succession.

The objective of this present work is to analyze and compare three environmental reclamation methods in bauxite mining areas: rehabilitation, simple restoration and complete restoration, by evaluating reclamation costs and ecological benefits.

## **2 MATERIALS AND METHODS**

The Poços de Caldas Plateau is located on the western edge of the Mantiqueira Mountain Range, on the extreme eastern side of the Paraná Sedimentary Basin, on the border region between Minas Gerais and São Paulo states. The Plateau forms a morphostructural set that is uniquely characterized by its circular format that is 35-km in diameter, and within a caldera due to intrusive alkaline rock formation and extinct extrusive volcanic activity. Its geographic position lies between latitudes 21 and 22° S and longitudes 46 and 47° W, covering an area of some 800 km<sup>2</sup>.

The climate of the region is mesothermal type Cwb on the Köppen climatic classification scale. During the dry period the average temperature is 15°C, with the minimum at -6°C and during the rainy season, the average temperature is 21°C. As per data of the Meteorology and Water Resources

System of Minas Gerais (Sistema de Meteorologia e Recursos Hídricos de Minas Gerais – SIMGE) the annual precipitation is 1,300 to 1,600 mm, with rainfall figures for the rainy season (October to March) of an average of 1,300 mm and for the dry period (April to September) of 300 mm.

This present study is based on the Companhia Geral de Minas – CGM-deposits of bauxite ores in the region around the town of Poços de Caldas city, Minas Gerais State.

## **2.1 Revegetation of mining areas**

### **2.1.1 Rehabilitation (RB)**

This process has been practiced since the agricultural planting year (from October or November through the following February or March) of 1978–1979 and, currently it is used only in areas where the land use prior to mining was agro business in nature: mainly silviculture (commercial eucalyptus plantations), pasture grazing or beef and dairy cows, crops (corn, potatoes). The great strength of this process focuses on the fast (short-term) elimination of the visual impact caused by mining and on erosion control.

For mining areas located in areas previously in native forest, it is common to use rehabilitation as the revegetation practice, and it is divided into two stages: INSTALLATION and MAINTENANCE.

The INSTALLATION stage consists of the following actions: applying agricultural limestone on the land surface to reduce soil acidity, chemical and organic fertilization in the pit, planting native and exotic species (without distinction) at a density of 1600 seedlings per hectare. Species are selected based on fast initial growth, wherein the seedlings are planted in rows and a cocktail of

exotic grass species (green carpet) that grows quickly is sowed between the planted rows.

The MAINTENANCE stage is executed over a period of three years subsequent to the installation, plus weed control and the addition of fertilizer on the surface around the planted tree seedlings. It should be noted that due to the low density of the seedlings planted in the soil during the installation stage, and the high competitive power of the grass that forms the green carpet, it is common to do replanting of the dead seedlings in the first year of maintenance. The replanting rate is approximately 10% to replace the dead seedlings.

### **2.1.2 Restoration**

Restoration is the most recent process, chosen by the CGM in the Poços de Caldas since agricultural planting year 2005-2006. It is used on areas where before mining, the soil is covered in the native forests. The company uses two restoration methods, which are described below.

#### **2.1.2.1 Simple Restoration (RTS)**

Similar to rehabilitation, simple restoration is subdivided into installation and maintenance, which lasts for three years. Installation consists of the following actions: restricted planting of native species at an average density of 4200 tree seedlings per hectare. The seedlings are not aligned in rows, but planted in a random fashion giving an aspect that is closer to natural distribution. Also, chemical fertilizer is applied in the holes dug for the seedlings, mixed together with the soil used for filling the hole.

The Maintenance stage is simpler than that applied during rehabilitation, because there is no sowing of exotic grass and weed control is unnecessary, and

therefore only the addition of fertilizer applied on the surface around the seedling is carried out. Control of exotic invading grass species (commonly *Urochloa* sp. and *Melinis minutiflora*) is performed just at isolated points, where eventually plants of those species are in abundance. This is to inhibit their propagation.

#### 2.1.2.2 Complete Restoration (RTC)

Complete Restoration – RTC is a refinement of RTS, in which some activities are added at those adopted in RTS. At situations where an area is under the initial process of restoration, where there is an adjacent area of native forest that will be cut for mining, the rescue of native, natural seedlings is done. This enables the growth of seedlings of species that are difficult to find or whose seeds are more difficult to grow in nurseries. This broadens the diversity of the native species and reduces negative impacts on biodiversity. Also, the natural forest leaf litter is collected, which is immediately spread out over the area to be restored, increasing the potential of natural regeneration of the native species.

Another practice is the installation of manmade bird and bat perches, which are used to provide points of landing for birds and bats that will defecate at the perches leaving organic material and seeds from their digestive tract that may be present. This improves the connectivity between the disturbed area and natural native forest fragments and expands the possibility for a supply of seeds from native plant species.

### **2.3 Comparing methods of revegetation**

To compare both the methods of restoration and rehabilitation in the mined areas, their costs, adjusted by deducting or decapitalizing to the same

reference date, were used as the base values and considered the current moment. The interest rate used to discount the costs was 6% per year. The Present Value for each item was obtained by applying the equation to discount monetary values on for compound interest rates that, according to Rezende e Oliveira (2008), is expressed as:

$$V_0 = \frac{V_m}{(1+i)^m}$$

where:

$V_0$  = Present value of cost;

$V_m$  = Final value (when that happens) of cost;

$m$  = Year of cost expenditure;

$i$  = Annual interest rate.

Costs of reclamation work related to the three methods studied were obtained using historical labor and input data for each as base values paid out by CGM (sampled between 2004-2010), or those that would have had to pay for those services or materials.

The “ecological benefits” were set up on a matrix, featuring management activities and classified into four classes: inputs, maintenance work for tree seedlings planted, forest structure and biodiversity; apart from methodological definition and biodiversity. Data analysis was done to include positive management activities and aspects that provide ecological benefits, and were biased toward the return of the area to a typical biodiversified situation for that ecosystem and, consequently, facilitating the environmental sustainability properties of native tropical forests.

Finally, ecological benefits provided by the three methods were analyzed together with the costs to discuss and conclude which methodology is more feasible and, therefore should be prioritized.

### **3 RESULTS AND DISCUSSION**

#### **3.1 Cost analysis**

Table 1 shows costs related to the complete restoration (RTC) activities (Method 1) and the simple restoration (RTS) (Method 2). Regardless of the method, the most significant cost is that for tree seedling planting labor. In Method 1 the installation cost is greater than those in Method 2 due to labor costs for collecting and spreading the forest leaf litter and installing bird and bat perches.

Costs of rehabilitation work are shown in Table 2. For the installation work, labor costs for seedling planting are the most significant, but on a smaller scale than that required for the restoration method.

**TABLE 1** – Costs per hectare of restoration activities in bauxite mining areas for the two methods studied**TABELA 1** – Custos por hectare das atividades para restauração de áreas mineradas de bauxita para os dois métodos estudados.

Breakdown of work activities	Year of Occurrence	Unit	Cost (R\$/unity)	Quantity	Cost (R\$/ha)	
					Method 1*	Method 2*
<b>Installation Costs</b>						
Labor for planting (hole 20 x 20 x 20 cm)	0	seedling	3.42	4,200	14,364.00	14,364.00
Labor for collecting and spreading of forest leaf litter	0	ha	3,400.00	1	3,400.00	-
Labor for installing bird and bat perches	0	perch	30.00	10	300.00	-
Tree seedlings	0	seedling	1.00	4,200	4,200.00	4,200.00
Fertilizer Fertium Phos HF (0.4 kg/hole)	0	tonne	828.00	1.68	1,391.04	1,391.04
<b>Total Installation Cost</b>					<b>23,655.04</b>	<b>19,955.04</b>
<b>Annual Maintenance Costs</b>						
Labor for spreading fertilizer, control of <i>Urochloa</i> sp., <i>Melinis minutiflora</i> and lianas	1, 2 e 3	ha	1,000.00	1	1,000.00	1,000.00
NPK 20-00-20 spreading (0.1 kg/hole)	1, 2 e 3	kg	0.92	420	386.40	386.40
Fertium spreading (0.1 kg/hole)	1, 2 e 3	tonne	267.00	0.42	112.14	112.14
<b>Total Annual Maintenance Cost</b>					<b>1,498.54</b>	<b>1,498.54</b>

\* Method 1 is complete restoration (RTC) and method 2 is simple restoration (RTS)

**TABLE 2** – Costs per hectare of rehabilitation work in bauxite mining areas.**TABELA 2** – Custos por hectare das atividades para reabilitação de áreas mineradas de bauxita.

<b>Breakdown of work activities</b>	<b>Year of Occurrence</b>	<b>Unit</b>	<b>Cost (R\$/unity)</b>	<b>Quantity</b>	<b>Cost (R\$/ha)</b>
<b><i>Installation Costs</i></b>					
Labor for planting (hole 40 x 40 x 40 cm)	0	seedling	4.00	1,600	6,400.00
NPK 04-14-08 (0.25 kg/hole)	0	kg	0.70	400	280.00
Organic compound (20 liters/hole)	0	liter	0.075	32,000	2,400.00
Limestone (3 tonnes/ha)	0	tonne	123.33	3	370.00
Labor for spreading ag lime	0	ha	350.00	1	350.00
Tree seedlings	0	seedling	1.00	1,600	1,600.00
Green carpet (cocktail of seeds)	0	kg	4.76	352.8	1,679.33
Labor to spread the green carpet mix	0	ha	1.00	1,400	1,400.00
<b><i>Total Installation Cost</i></b>					<b><i>14,479.33</i></b>
<b><i>Annual Maintenance Costs</i></b>					
Labor (weed control and spreading fertilizer)	1, 2 e 3	ha	3,000.00	1	3,000.00
NPK 04-14-08 fertilizer on surface around each seedling (0.25 kg/hole)	1, 2 e 3	kg	0.70	400	280.00
Replanting only during first year of maintenance (10% of mortality: seedlings, inputs, labor)	1	ha	828.00	1	828.00
<b><i>Total Annual Maintenance Cost</i></b>					<b><i>4,108.00</i></b>

To compare the costs of the installation and annual maintenance work for the three methods of environmental reclamation, the present value of costs, as shown in Table 3 was calculated. The environmental reclamation by the complete restoration method has a total present value greater than that of the rehabilitation method. On the other hand, for environmental reclamation by restoration, if the collecting and the spreading of forest leaf litter or installation of bird and bat perches is not executed, the total present value of restoration costs will be lower than those of rehabilitation.

Regardless of the method, the cost of installation work is the most significant. In complete restoration, installation costs account for 85.5% of the total, and the rehabilitation of such participation is only 60.2%. The adoption of a higher seedling planting density in the methods for restoration in relation to rehabilitation raises the labor costs for planting, which explains in part the difference in the installation costs.

**TABLE 3** – Present value for installing and maintenance costs of the environmental reclamation methods studied.

**TABELA 3** – Valor Presente dos Custos (R\$/ha) de Implantação e Manutenção para os métodos de recuperação ambiental estudados.

Phase	Environmental Reclamation Methods					
	Rehabilitation	%	Simple Restoration	%	Complete restoration	%
Installation (year 0)	14,479.33	60.26	19,955.04	83.28	23,655.04	85.52
1 <sup>st</sup> Maintenance (year 1)	3,875.47	16.13	1,413.72	5.90	1,413.72	5.11
2 <sup>nd</sup> Maintenance (year 2)	2,919.19	12.15	1,333.70	5.57	1,333.70	4.82
3 <sup>rd</sup> Maintenance (year 3)	2,753.95	11.46	1,258.20	5.25	1,258.20	4.55
<b>Total maintenance</b>	<b>9,548.61</b>	<b>39.74</b>	<b>4,005.62</b>	<b>16.72</b>	<b>4,005.62</b>	<b>14.48</b>
<b>Total present value</b>	<b>24,027.94</b>	<b>100.00</b>	<b>23,960.66</b>	<b>100.00</b>	<b>27,660.66</b>	<b>100.00</b>

The maintenance cost related to the rehabilitation method is 39.74% higher than that of the restoration methods (16.72% for RTS and 14.48% for RTC), because that method makes a major effort to control invading grass species to ensure that the growth of the seedlings are not affected, and to avoid

their death. In the process of simple restoration, the maintenance is smaller because it consists of applying fertilizer on the surface around the seedling and spot control of exotic grasses, focusing only on points where there is invasion by *Urochloa* sp., and *Melinis minutiflora* grasses that originate from the surrounding areas.

The difference between maintenance costs for the rehabilitation method and for the restoration methods is more pronounced in the first year (16.13%, 5.90% and 5.11% respectively, for RB, RTS and RTC), because the rehabilitation process calls for the replanting of dead seedlings, which is not required for the other two methods.

### **3.2 Ecological Benefits**

As given in Table 4, the analysis of the ecological benefits shows the gains derived from the methodological differences. Rehabilitation has the basic concept of a fast return of vegetation to the disturbed site, so that the visual impact is attenuated. The application of concepts derived from agricultural and forest production is evidenced by the application, in both sectors, such as agricultural limestone to reduce acidity in the soil, spacing and alignment of planting seedlings. In these, a restricted group of species is selected, usually chosen for achieving a good growth rate. In addition, to accelerate the reclamation of the land, a cocktail of grasses and herbaceous species of rapid growth, called green carpet, is introduced. This is a process normally used in the formation and reclaiming of previous pasture (cattle grazing) lands. The introduction of a green carpet results in a serious impediment to the natural regeneration of native species. It hinders the germination of seeds derived from the seed bank contained in the topsoil, which is placed over the disturbed area

after mining, as well as hindering the germination of seeds that are introduced by natural means from the surrounding native forest areas.

**TABLE 4** – Aspects related to the methodological basis and biodiversity for rehabilitation and restoration of bauxite mining areas on Poços de Caldas Plateau, MG.

**TABELA 4** – Aspectos relativos ao embasamento metodológico e à biodiversidade para reabilitação e restauração de áreas mineradas de bauxita no planalto de Poços de Caldas, MG.

<b>Methodological Basis</b>	<b>Rehabilitation</b>	<b>Restoration</b>
Scientific base	Crop and forest production	Ecology and biology
Mitigation of visual impact	Major	Minor
Erosion control	Major	Major
Mitigation of impacts on biodiversity	Not considered	Major
Ecological relationships	Not considered	Major
Natural succession	Not considered	Major
Interactions "plant x animal"	Not considered	Major
<b>Considerations related to biodiversity</b>	<b>Rehabilitation</b>	<b>Restoration</b>
Natural regeneration	Very low	High
Herbivores	Very low	High
Phenological diversity	Low	High
Litter production	Low or null	Present (for 2 <sup>nd</sup> and 3 <sup>rd</sup> year)
Plant Cover over the entire area	Very fast (2 or 3 months)	Medium (between 12 and 18 months)
Plant density	Low	High
Basis for definition of plant density	Forest production	Gap Dynamics
Exotic species	High	Very low or null

In contrast, the premise for restoration is based on the return of ecological relationships that are essential to the building and maintaining of a natural forest over time, and therefore adopts silviculture practices that seek to replicate the patterns of a patch of forest in its initial phase of construction of natural succession. Aumond (2003) states that environmental restoration currently leads a new integrated approach, taking into account the theory of complex dynamical systems, in which the principles of ecology are considered, the laws of thermodynamics and its implications upon the entropy of ecosystems. Additionally, Carpanezzi (2005) noted that the resilience of an area is underestimated by conducting individualized plant surveys of the vegetation, while ecosystems are formed by many other components.

The forest leaf litter used in the field in the RTC process acts as a beneficial blanket for the introduction of seeds and incorporating them into the soil seed bank (RODRIGUES; GANDOLFI, 2010). By installing this blanket (a live seed bank), the presence of viable seeds is great (HARPER, 1977). This litter layer is directly related to the establishment of plant populations, the maintenance of species diversity, the establishment of ecological groups and the restoration of species richness during forest regeneration after natural or anthropogenic disturbances. (HARPER, 1977 and ZHANG et al., 2001). According to Braga et al. (2008), Martins et al. (2008), Martins (2009a and b) this is being used as an ecological indicator for the assessment and monitoring of the regeneration of ecosystems undergoing restoration.

Compared to rehabilitation, restoration adopts a closer planting interval between individual plants by increasing the number of seedlings planted by about 2.5 times to obtain an even more natural aspect, and implies that the distribution of seedlings is done at irregular spacing. It further eliminates the green carpet concept, which allows the germination of many native plants, and it thus increases the density of plants and the species diversity. Some obvious

benefits are the restoration of the formation of a new forest leaf litter layer in the second year after planting, diversity and overlapping of reproductive periods of species and enhances the return of native fauna.

The final values for the installation of RTC and RB resulted in a 15.12% difference, possibly justifying the greater ecological commitment. Since RB and RTS values were very close (difference of only 0.28%), they are almost equal in economic terms.

#### 4 CONCLUSIONS

In the process of environmental reclamation, by applying restoration methodologies, the greater part of the costs are related to installation work, while for the rehabilitation method, some 40% of the costs are for maintenance work.

The difference between the present value of the RB (rehabilitation) and RTS (simple restoration) methods is small, suggesting that the choice of which to be used can be based on the environmental gains provided by each one. To choose the best method, further evaluation regarding the ecological benefits is still needed. The RTC (complete restoration) method shows a higher cost, but there is not enough information available to compare it ecologically with RB and RTS.

The methodology applied for environmental restoration of mined areas emphasizes the ecological variables in the process of establishing the community, while for rehabilitation it is based on the plant cover of the land within the short term, which however is a detriment for the ecological aspects.

## 5 LITERATURE CITED

AUMOND, J. J. Teoria dos sistemas: uma nova abordagem para a recuperação e restauração ambiental. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 2., 2003, Itajaí. **Anais...** Itajaí: UNIVALI, 2003. p.43-49.

BRAGA, A. J. T.; GRIFFITH, J. J.; PAIVA, H. N. de; MEIRA NETO, J. A. A. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. **Revista Árvore**, Viçosa, v.32, n. 6, p.1089-1098, nov./dez. 2008.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República do Brasil**. Brasília, DF: Senado, 1988.

CARPANEZZI, A. A. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: GALVÃO, A. P. M., PORFÍRIO-DA-SILVA, V. **Restauração florestal – fundamentos e estudos de casos**. Colombo: Embrapa florestas, 2005. p. 27-45.

COELHO, M. C. C. **Restauração de Mata Ciliar pela Viabilização de Crédito de Carbono: uma proposta socioambiental para comunidade de baixa renda**. 2007. 110 p. Dissertação (Mestrado em Pesquisas Energéticas e Nucleares) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

DEPRÁ, G. F.; GRANDI, D. H.; MATAVELLI, C. J.; FERREIRA, J. D.; LIMA, A. D. V. Estimativa de custos para recuperação da vegetação em áreas de preservação permanente e reserva legal no estado de Santa Catarina. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE AVALIAÇÕES E PERÍCIAS, 15., 2009, São Paulo. **Anais...** São Paulo: IBAPE, 2009. p. 1-12.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; MENDES, F. B. G.; ENGEL, V. L. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 1-18.

GRIFFITH, J. J.; DIAS, L. E.; JUCKSCH, I. Recuperação de áreas degradadas usando vegetação nativa. **Saneamento Ambiental**, São Paulo, v. 7, n. 37, p. 28-37, 1996.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. Londres: Academic Press, 1977. 892p.

IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: Técnicas de revegetação**. Brasília: IBAMA. 1990. 96p.

ICMM, Conselho Internacional de Mineração e Metais. **Planejamento para o fechamento integrado de mina: kit de ferramentas**. Londres: ICMM. 2008. 88p.

IPEF, Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. **Conservação dos recursos hídricos por meio da recuperação e da conservação da abertura florestal da bacia do Rio Corumbataí**. Piracicaba: IPEF. 2001. 301p. (Plano Diretor).

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JR., L; VALLADARES-PÁDUA, C.; RUDRAN, R. **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 383-394.

LIMA, H. M. de; FLORES, J. C. C.; COSTA, F. L. Plano de recuperação de áreas degradadas versus plano de fechamento de mina: um estudo comparativo. **Rem: Rev. Esc. Minas**, Ouro Preto, v. 59, n. 4, p. 397-402, out./dez. 2006.

LOBÃO, E. Panorama e desafios do setor mineral brasileiro. In: **Jornal Valor Econômico**, São Paulo, 08 mai. 2008. Disponível em: <<http://www.valoronline.com.br>>. Acesso em: 08 jul. 2010.

MARTINS, S. V.; ALMEIDA, D. P. de; FERNANDES, L. V.; RIBEIRO, T. M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 6, p.1081-1088, nov./dez. 2008.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em Áreas de Preservação Permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2009a. 270p.

MARTINS, S. V. Soil seed bank as indicator of forest regeneration potential in canopy gaps of a semideciduous forest in Southeastern Brazil. In: FOURNIER, M. V. **Forest regeneration: ecology, management and economics**. New York: Nova Science Publishers, 2009b. p. 113-128.

MOREIRA, P. R. **Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas à recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG.** 2004. 139p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENY, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, Londres, v. 403, p. 853- 858, fev. 2000.

NASCIMENTO, A. R. **Recuperação ambiental de áreas mineradas no Brasil: ocorrência de planejamento a longo prazo.** 2001. 81 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

OLIVEIRA, D. E. C.; SILVA, A. V.; ALMEIDA, A. F.; SAI, E. F.; RAYMUNDO JUNIOR, O. Fungos micorrízicos arbusculares e rizóbio no crescimento inicial de *Acacia mangium* Willd. em solo de mineração da região sudoeste do estado de Goiás. *Global Science and Technology*, Rio Verde, v. 3, n. 1, p. 1-10, jan./abr. 2010.

ORLANDO, B.; BALDOCK, D.; CANGER, S.; MACKENSEN, J.; MAGINNIS, S.; SOCORRO, M.; RIETBERGEN, S.; ROBLEDO, C. Y.; SCHNEIDER, N. **Carbono, Bosques y Gentes: Hacia el manejo integrado del secuestro del carbon, el medio ambiente y la subsistencia sostenible.** UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 2003. 42p.

PFUFF, A.; KERR, S.; LIPPERC, L.; CAVATASSIC, R.; DAVISC, B.; HENDYB, J.; SANCHEZ-AZOFEIFAD, G. A. Will buying tropical Forest carbon benefit? Evidence from Costa Rica. *Land Use Policy*, v. 24, n. 3, p. 600-610, jul. 2007.

REZENDE, J. L. P.; OLIVEIRA, A. D. **Análise econômica e social de projetos florestais.** Viçosa: UFV, 2008. 386p.

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; Fapesp, 2000. p. 235-248.

ZHANG, Z. Q.; SHU, W. S.; LAN, C. Y.; WONG, M. H. Soil seed bank as an input of seed source in revegetation of lead/zinc mine tailings. *Restoration Ecology*, v. 9, n. 4, p.378-385, dez. 2001.