



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO**  
**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA-UFRA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**WALMER BRUNO ROCHA MARTINS**

**RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS DEGRADADOS PELA MINERAÇÃO NA  
AMAZÔNIA ORIENTAL**

**BELÉM**  
**2020**



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA-UFRA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**WALMER BRUNO ROCHA MARTINS**

**RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS DEGRADADOS PELA MINERAÇÃO NA  
AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Doutorado em Ciências Florestais: Área de concentração Manejo de ecossistemas florestais, para obtenção do título de Doutor.

Orientador: Prof. Dr. Francisco de Assis Oliveira  
Co-orientador: Dr. Gustavo Schwartz

**BELÉM  
2020**

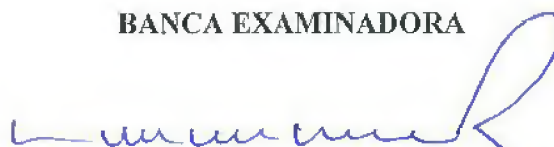
WALMER BRUNO ROCHA MARTINS

RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS DEGRADADOS PELA MINERAÇÃO  
NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Defesa de tese apresentado a Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do curso de Doutorado em Ciências Florestais para obtenção do título de Doutor

Aprovado em 21 de fevereiro de 2020

BANCA EXAMINADORA



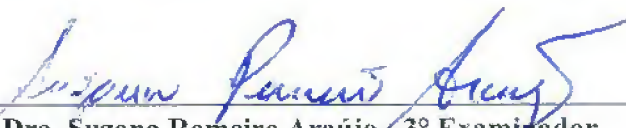
Prof. Dr. Francisco de Assis Oliveira - Orientador  
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA



Dr. Arystides Resende Silva - 1º Examinador  
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL



Dra. Vanda Maria Sales de Andrade – 2º Examinador  
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA



Profa. Dra. Suzana Romeiro Araújo - 3º Examinador  
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA



Prof. Dr. Rodrigo Silva do Vale - 4º Examinador  
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA

*As pessoas mais queridas da minha vida:  
Minha Mãe Sra. Milcar,  
Meu pai Sr. Edson, minhas irmãs Lourena e Davila Salila e,  
A meu sobrinho Davi Henrique*

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

Ao meu todo poderoso Deus, por me conceder a vida e me guiar sempre em direção ao caminho do bem;

Aos meus pais Edson Martins da Silva e Milcar Rocha Martins, pelos ensinamentos, conselhos e principalmente carinho e amor e as minhas queridas irmãs Lourena Thais e Davila Salila, pela descontração, companhia e todo apoio;

À Universidade Federal Rural da Amazônia (minha primeira casa), pelo apoio logístico necessário para realização do curso e por proporcionar um ambiente agradável de trabalho;

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de pesquisa;

À empresa Mineração Paragominas S.A. (MPSA), por todo apoio logístico e financeiro durante as atividades e à equipe de campo Rodrigo Barbosa, Raimundo Goulart e José Marques (Tatu);

Ao meu Orientador Francisco de Assis Oliveira, pela experiência de tentar e exercitar a realização do método hipotético-dedutivo, como ferramenta de pesquisa científica;

Ao Co-orientador Gustavo Schwartz pelas importantes sugestões, orientações, contribuições e principalmente amizade adquirida durante o desenvolvimento da pesquisa

À Prof<sup>a</sup> Gracialda Costa Ferreira pela confiança na realização da pesquisa e disposição para orientações;

A todos do laboratório (Labecos), principalmente aos mestrandos Elisane Araújo, Hélio Brito e aos estagiários, Welton, Beatriz, Mie, Soany, Letícia, Julia, Sarah, e a todos que contribuíram de alguma maneira.

À Coordenação de Pós-Graduação em Ciências Florestais, em especial a Lina Bufalino pelo empenho insano em buscar melhorar o curso e a Andreza, que sempre se dispôs a ajudar no que fosse necessário;

Aos meus colegas de pós-graduação Sabrina Ribeiro, Michel Douglas e tantos outros;

A todos que, direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

MUITO OBRIGADO

*“Quem fica na floresta um dia, quer escrever uma enciclopédia;  
quem passa 5 anos, fica em silêncio para perceber o quanto é  
profunda e complexa é a Criação”.*

Dom Pedro Casaldáliga

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia  
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- M379r Martins, Walmer Bruno Rocha  
Restauração de Ecossistemas Degradados pela Mineração na Amazônia Oriental / Walmer Bruno Rocha  
Martins. - 2020.  
140 f. : il. color.
- Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais (PPGCF), Campus  
Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2020.  
Orientador: Prof. Dr. Francisco de Assis Oliveira  
Coorientador: Prof. Dr. Gustavo Schwartz.
1. Exploração Mineral . 2. Áreas Degradadas . 3. Métodos de Recuperação. 4. Avaliação de Indicadores .  
5. Ecossistemas de Referência . I. Oliveira , Francisco de Assis, *orient.* II. Título
- 

CDD

## Sumário

<b>RESUMO</b> .....	14
<b>ABSTRACT</b> .....	15
<b>1. CONTEXTUALIZAÇÃO</b> .....	14
1.1. Principais métodos de restauração florestal em ecossistemas pós mineração.....	14
1.2. Mineração na Amazônia Oriental: aspectos econômicos, sociais e ambientais.....	15
1.3. Seleção espécies chave para restauração de áreas degradadas pela mineração.....	16
1.4. Monitoramento e trajetória de ecossistemas minerados em processo de restauração florestal .....	16
<b>2. APRESENTAÇÃO DA TESE</b> .....	18
<b>3. QUESTÕES CIENTÍFICAS</b> .....	19
<b>4. HIPÓTESES</b> .....	19
<b>5. OBJETIVOS</b> .....	19
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	20
<b>Capítulo I</b> .....	23
<b>Métodos e indicadores ecológicos para o monitoramento de ecossistemas em recuperação após mineração: uma revisão global</b> .....	23
<b>1. Introdução</b> .....	24
<b>2. Métodos</b> .....	27
2.1. Coleta de dados .....	27
2.2. Variáveis analisadas .....	28
2.3. Análise de dados.....	28
<b>3. Resultados e discussão</b> .....	29
3.1. Evolução do número de artigos científicos publicados .....	29
3.2. Distribuição das áreas de estudo dos artigos publicados.....	32
3.3. Diversidade mineral .....	34
3.4. Métodos de recuperação de áreas degradadas pela mineração.....	36
3.5. Técnicas utilizadas nos métodos de recuperação .....	38
3.6. Número de espécies para revegetação e idade dos ecossistemas .....	39
3.7. Classificação dos indicadores de recuperação.....	41
3.8. Perspectivas e desafios dos métodos de recuperação e avaliação de indicadores.....	43
<b>4. Considerações finais</b> .....	45
<b>Referências</b> .....	46
<b>Capítulo II</b> .....	53
<b>Mineração no estado do Pará: impactos, importância, métodos de recuperação de ecossistemas degradados e principais indicadores ecológicos</b> .....	53
<b>1. Introdução</b> .....	55
<b>2. Desenvolvimento</b> .....	56
2.1. Mineração: impactos e importância econômica para o estado do Pará .....	56
2.2. Principais empresas atuantes no estado do Pará.....	60
2.3. Aspectos legais relacionados à mineração .....	60
2.4. Métodos de restauração florestal em ecossistemas mineradas.....	62
2.5. Principais lacunas para restauração ecológica de ecossistemas minerados.....	64
2.5.1. <i>Edáficos</i> .....	64
2.5.2. <i>Sementes e mudas</i> .....	65



2.5.3. <i>Implantação e distribuição das espécies</i> .....	66
2.5.4. <i>Ausência de monitoramentos em ecossistemas em processo de restauração</i> .....	68
2.5.5. <i>Falta de profissionais qualificados</i> .....	69
2.6. Importância do monitoramento e a classificação de indicadores ecológicos em ecossistemas pós-mineração .....	70
2.7. Avaliação dos órgãos de fiscalização ambiental da restauração florestal em ecossistemas mineradas .....	72
2.8. Perspectivas da restauração florestal de ecossistemas degradados pela mineração no estado do Pará .....	74
<b>3. Considerações finais</b> .....	75
<b>Agradecimentos</b> .....	76
<b>Referências</b> .....	76
<b>Capítulo III</b> .....	85
<b>Sobrevivência, crescimento e regeneração de espécies florestais em áreas mineradas na Amazônia Oriental</b> .....	85
<b>1. Introdução</b> .....	86
<b>2. Material e Métodos</b> .....	88
2.2. Métodos .....	89
<b>3. Resultados e Discussão</b> .....	92
3.1. Densidade do plantio e da regeneração natural .....	92
3.2. Espécies ameaçadas de extinção .....	93
3.3. Espécies exóticas .....	94
3.4. Mortalidade, recrutamento e ingresso .....	95
3.5. Incremento em diâmetro e altura .....	98
3.6. Incremento em diâmetro e altura das espécies regenerantes .....	100
3.7. Espécies indicadas para plantio .....	101
<b>4. Conclusão</b> .....	102
<b>Agradecimentos</b> .....	103
<b>Referências</b> .....	103
<b>Capítulo IV</b> .....	107
<b>Trajetórias de ecossistemas florestais sob restauração após a mineração de bauxita na Amazônia Oriental</b> .....	107
<b>1. Introdução</b> .....	108
<b>2. Material e métodos</b> .....	110
2.1. Área de estudo .....	110
2.2. Ecossistemas de estudo .....	111
2.3. Métodos de Amostragem e avaliação de indicadores .....	112
2.4. Análise dos dados .....	115
<b>3. Resultados e discussão</b> .....	116
3.1. Estrutura horizontal .....	116
<b>4. Conclusão</b> .....	131
<b>Agradecimentos</b> .....	132
<b>Referências</b> .....	132
<b>CONCLUSÕES GERAIS</b> .....	138

## Lista de Figuras

### Capítulo I

- Figura 1.** Procedimentos e critérios estabelecidos para análise bibliométrica sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados nas atividades de mineração em nível global. N = número total..... 27
- Figura 2.** Crescimento exponencial do número de artigos publicados sobre o tema “recuperação de ecossistemas florestais degradados pela mineração” em todo mundo nas últimas três décadas (1990 a 2018). \*período de apenas dois anos..... 29
- Figura 3.** Número de publicações dos principais periódicos científicos das três últimas décadas (1990 a 2018) com artigos relacionadas a recuperação de ecossistemas degradados pela mineração. .... 31
- Figura 4.** Distribuição global dos artigos publicados no período 1990-2018 sobre áreas degradadas por mineração..... 32
- Figura 5.** Número de artigos sobre o assunto “recuperação de ecossistemas florestais degradados por mineração” publicados por país nas últimas três décadas (1990-2018) ao longo de períodos de três anos. \* Período de dois anos..... 33
- Figura 6.** Quantidade de minas em que cada mineral foi explorado registrado nos artigos científicos publicados nas três últimas décadas (1990 a 2018)..... 35
- Figura 7.** Diagrama de Venn demonstrando os principais métodos de recuperação de ecossistemas degradados pela atividade minerária no período 1990-2018. PS: Planting Seedlings; NR: Natural Regeneration; Se: Seeding; Hy: Hydroseeding. .... 37
- Figura 8.** Número de publicações em relação ao número de espécies utilizadas inicialmente para revegetação dos ecossistemas degradadas pela mineração no período 1990-2018 em nível global..... 39
- Figura 9.** Idades dos ecossistemas recuperados e em processo de recuperação registrados nos artigos publicados no período 1990-2018 em nível global. .... 40
- Figura 10.** Classificação dos indicadores em estrutura, função e composição durante o monitoramento dos ecossistemas em processo de recuperação pela atividade minerária no período 1990-2018. F = Indicador de função; E = Indicador de estrutura e C = Indicador de composição. .... 41
- Figura 11.** Indicadores de função relacionados aos atributos químicos, físicos e biológicos dos solos reconstruídos ou Technosols, durante o monitoramento dos ecossistemas em processo de recuperação pela atividade minerária no período 1990-2018 em nível global..... 42

### Capítulo II

- Figura 1.** Arrecadação da taxa Compensação Financeira pela Exploração de Recursos Minerais (CFEM) distribuída por região brasileira e por estado durante o ano de 2018..... 58
- Figura 2.** Municípios do estado do Pará que receberam recursos financeiros pela Compensação Financeira pela Exploração de Recursos Minerais (CFEM) em 2018. .... 59
- Figura 3.** A) Caminhão de esteira com ripper acoplado a parte traseira; B) Profundidade de perfuração do Technosols e distância entre as garras..... 65
- Figura 4.** Distribuição das espécies em quincôncio vista de cima com as projeções de crescimento demonstrada pelas linhas tracejadas..... 68
- Figura 5.** Trajetórias possíveis de um ecossistema em processo de restauração florestal, com destaque para o monitoramento periódico (linhas tracejadas em verde) que deve ser realizado para que o ecossistema não se torne degradado novamente (linha tracejada em vermelho, sem a realização das medidas corretivas diagnosticadas no monitoramento). .... 69

<b>Figura 6.</b> Classificação dos indicadores avaliados durante o monitoramento de ecossistemas em processo de restauração.....	71
--	----

### *Capítulo III*

<b>Figura 1.</b> Taxa de indivíduos vivos e mortos, das principais espécies regenerantes que ocorreram em três ou mais áreas em processo de restauração florestal ao longo de 4,5 anos de monitoramento no município de Paragominas, Pará, Brasil.....	97
<b>Figura 2.</b> Incremento médio anual em diâmetro ( $IMA_{DAP}$ ) e altura total ( $IMA_H$ ), dos indivíduos que foram plantados e os regenerantes nas áreas anteriormente degradados pela mineração de bauxita no município de Paragominas, Pará, Brasil. Barras representam os valores médios seguidas do desvio padrão.....	98

### *Capítulo IV*

<b>Figura 1.</b> Tipo de cobertura do solo em três ecossistemas em restauração com sete, oito e nove anos após o plantio de restauração na área da Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.....	119
<b>Figura 2.</b> Classificação das espécies florestais quanto ao grupo ecológico sucessional de acordo com a classificação de Budowski (1965) em ecossistemas em processo de restauração florestal com sete, oito e nove anos após o plantio e uma floresta natural de referência (controle), na Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.....	123
<b>Figura 3.</b> Classificação das espécies florestais quanto à síndrome de dispersão dos três ecossistemas em processo de restauração florestal após a mineração de bauxita e uma floresta natural de referência (controle) na Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.....	124
<b>Figura 4.</b> Estoque de serapilheira no mês de março e novembro de 2018 em ecossistemas com diferentes idades de restauração florestal após mineração de bauxita e uma floresta natural de referência (controle), na Mineração Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil. Médias seguidas de erro padrão com a mesma letra minúscula indicam que os ecossistemas não diferiram entre si no mesmo mês pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ) e letras maiúsculas iguais indicam que os meses não diferiram para cada ecossistema pelo teste de t ( $p < 0,05$ ). ns = diferença não significativa.....	127
<b>Figura 5.</b> Concentração de macronutrientes na serapilheira estocada no solo em ecossistemas em processo de restauração florestal após mineração de bauxita com 9, 8 e 7 anos de idade em uma floresta natural testemunha (controle), na Mineração Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil. Médias seguidas de erro padrão com a mesma letra minúscula indicam que os ecossistemas não diferiram entre si no mesmo mês pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ) e letras maiúsculas iguais indicam que os meses não diferiram para cada ecossistema pelo teste de t ( $p < 0,05$ ). ns = diferença não significativa.....	128
<b>Figura 6.</b> Concentração de micronutrientes na serapilheira estocada no solo em ecossistemas após mineração de bauxita em processo de restauração florestal com 9, 8 e 7 anos de idade e uma floresta natural testemunha (controle), na Mineração Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil. Médias seguidas de erro padrão com a mesma letra minúscula indicam que os ecossistemas não diferiram entre si no mesmo mês pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ) e letras maiúsculas iguais indicam que os meses não diferiram para cada ecossistema pelo teste de t ( $p < 0,05$ ). ns = diferença não significativa.....	130

## Lista de Tabelas

### Capítulo I

- Tabela 1.** Variáveis quali-quantitativas avaliadas nos artigos selecionados que apresentaram os ecossistemas degradados pela atividade de mineração em nível global no período de 1990 a 2018. .... 28
- Tabela 2.** Número de artigos com diferentes técnicas ou tratamentos por método de recuperação de ecossistemas degradados pela mineração nas últimas três décadas (1990 a 2018). .... 38

### Capítulo II

- Tabela 1.** As dez empresas que mais arrecadaram recursos financeiros em 2018 com a atividade mineral e conseqüentemente contribuem com a taxa CFEM no estado Pará. .... 60

### Capítulo III

- Tabela 1.** Número de parcelas e subparcelas para avaliação dos indivíduos arbóreos, arbustivos e regenerantes nas áreas de plantio para restauração florestal de áreas anteriormente mineradas, Paragominas, Pará, Brasil. .... 89
- Tabela 2.** Número de espécies plantadas e regenerantes consideradas vivas e densidade da vegetação nas áreas em processo de restauração, anteriormente degradada pela atividade minerária no município de Paragominas, Pará, Brasil. .... 93
- Tabela 3.** Espécies com algum nível de ameaças de acordo com Martinelli & Moraes (2013) e a União Internacional para Conservação da Natureza - IUCN (2018) com seus respectivos números de indivíduos e taxa de mortalidade. NT: Quase ameaçada; VU: Vulnerável; EN: Em perigo; CR: Criticamente em perigo; LC: Menos preocupante. .... 94
- Tabela 4.** Espécies com as maiores taxas de mortalidade que foram plantadas nas áreas anteriormente degradadas pela mineração de bauxita no município de Paragominas, Pará, Brasil. .... 96
- Tabela 5.** Espécies com as maiores taxas de sobrevivência, com respectivos valores de Incremento médio anual em DAP ( $IMA_{DAP}$ ) e altura total ( $IMA_H$ ), que foram plantadas nas áreas anteriormente degradadas pela mineração de bauxita no município de Paragominas, Pará. .... 99
- Tabela 6.** Número absoluto de indivíduos superior a dez e, seus respectivos valores médios de incremento anual em diâmetro a altura do peito ( $IMA_{DAP}$ ) e altura total ( $IMA_H$ ) para as espécies regenerantes das áreas de plantio com baixa taxa de mortalidade (inferior a 50%) na mineração de bauxita em Paragominas, Pará, Brasil. .... 101
- Tabela 7.** Relação das espécies florestais, consideradas aptas para plantio, conforme a taxa de mortalidade “baixa (BA)” a “muito baixa (MBA)” e os valores de incremento médio anual em diâmetro a altura do peito ( $IMA_{DAP}$ ) e altura total ( $IMA_H$ ) “muito alto (MAL)”, “alto (AL)” a “baixo (BA)” em áreas que foram anteriormente degradadas pela mineração de bauxita em Paragominas, Pará, Brasil. .... 101

### Capítulo IV

- Tabela 1.** Características dos três ecossistemas em processo de restauração florestal após a mineração de bauxita e do quarto ecossistema, uma floresta natural de referência (controle) na área da Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil. .... 112
- Tabela 2.** Espécies com os maiores valores de Índice de Valor de Importância (IVI), amostradas em três ecossistemas em restauração e uma floresta natural (controle) na área da Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil. DoR, AbR, FR são respectivamente a dominância, abundância e frequência, todos relativos Sit: situação das espécies, se foi plantada (P) ou se regenerou naturalmente (R). .... 117

<b>Tabela 3.</b> Taxa de cobertura e extensão da área por tipo de uso do solo em ecossistemas em restauração com sete, oito e nove anos após o plantio na área da Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil. ....	120
<b>Tabela 4.</b> Densidade da regeneração natural (RN) dos três ecossistemas em processo de restauração florestal com sete, oito e nove anos após o plantio e uma floresta natural de referência (controle), na área da Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil. ....	121
<b>Tabela 5.</b> Riqueza de famílias e espécies e os índices de diversidade de Shannon e Simpson em ecossistemas em processo de restauração florestal com sete, oito e nove anos após o plantio e uma floresta natural de referência (controle), na área da Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil. ....	122
<b>Tabela 6.</b> Análise química do solo em três profundidades em ecossistemas em processo de restauração florestal com 9, 8 e 7 anos de idade e uma floresta natural de referência (controle) na Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.....	125

## RESUMO

A mineração industrial contribui significativamente para o desenvolvimento da sociedade e concomitantemente ocasiona inúmeros impactos ambientais, como a supressão vegetal. Neste sentido, o objetivo desta tese foi determinar e avaliar os principais métodos, indicadores ecológicos e espécies para implantação em ecossistemas minerados. No **primeiro capítulo**, foi realizado uma análise bibliométrica sobre recuperação de ecossistemas degradados a nível global, enfatizando os principais métodos e indicadores de desempenho. 700 artigos foram amostrados de 1990 a 2018, com crescimento exponencial do número de publicações ao longo do tempo, sendo que, os principais trabalhos foram realizados no Brasil, Austrália, Estados Unidos e China. Foram identificados quatro métodos de recuperação, com o plantio de mudas e semeadura direta sendo os principais. Dos indicadores, os mais frequentes foram os funcionais, com destaque para os edáficos. Para o **segundo capítulo**, foi feita uma revisão sobre a importância econômica da mineração para o estado do Pará, bem como as suas consequências ambientais, métodos de recuperação, indicadores de monitoramento e perspectivas em relação ao tema. Os resultados demonstraram que a mineração proporciona recursos monetários para melhoria da sociedade, a exemplo a Compensação Financeira por Exploração Mineral (CEFEM). Várias lacunas devem ser superadas para que a restauração seja bem-sucedida, como: a) questões edáficas; b) carência de sementes e mudas; c) escolha inadequada de espécies vegetais; d) erros de implantação e distribuição de espécies no sítio; e) ausência de monitoramento e; f) a falta de profissionais qualificações. As perspectivas são de que na restauração pós mineração sejam utilizados frequentemente os Veículos Aéreos Não Tripuláveis (VANTs); a utilização de resíduos orgânicos; o manejo adequado do *topsoil*; a participação mais incisiva de comunidades tradicionais; a seleção de espécies-chave para o plantio, com o uso de fungos micorrízicos arbusculares e o estabelecimento de uma lista de indicadores com valores de referência. O **terceiro e quarto capítulos** foram realizados no município de Paragominas, PA. Sendo que, o objetivo do terceiro foi selecionar espécies florestais arbóreas para implantação em ecossistemas pós exploração mineral, para isso, foram selecionados cinco ecossistemas com diferentes idades de implantação e por meio das variáveis taxa de sobrevivência e incremento médio em diâmetro e altura foram selecionadas 30 espécies aptas ao plantio inicial. No **quarto capítulo**, comparou-se três ecossistemas em restauração com uma floresta de referência. Para atender essa expectativa, indicadores ecológicos de composição, estrutura e função foram avaliados. Os ecossistemas em processo de restauração diferiram da floresta de referência, principalmente para os indicadores de composição e estrutura, como os índices de diversidade, grupos ecológicos, densidade da regeneração natural e cobertura do solo pela vegetação. Diante disto, essa tese retrata o crescimento e a importância em escala global e regional da restauração de ecossistemas degradados pela mineração, havendo a necessidade de mais investimento em capital humano e gestão para restauração florestal.

**Palavras-chave:** Exploração mineral; áreas degradadas; restauração florestal; métodos de recuperação; monitoramento periódico; avaliação de indicadores; ecossistema de referência.

## ABSTRACT

Industrial mining contributes significantly to the development of society and concomitantly causes numerous environmental impacts, such as plant suppression. In this sense, the objective of this thesis was to determine and evaluate the main methods, ecological indicators and species for implantation in mined ecosystems. In the **first chapter**, a bibliometric analysis was carried out on the recovery of degraded ecosystems at a global level, emphasizing the main methods and performance indicators. 700 articles were sampled from 1990 to 2018, with exponential growth in the number of publications over time, with the main works being carried out in Brazil, Australia, the United States and China. Four recovery methods were identified, with planting seedlings and direct seeding being the main ones. Of the indicators, the most frequent were the functional ones, with emphasis on the edaphic ones. For the **second chapter**, a review was made of the economic importance of mining for the state of Pará, as well as its environmental consequences, recovery methods, monitoring indicators and perspectives on the topic. The results showed that mining provides monetary resources to improve society, such as the Financial Compensation for Mineral Exploration (CEFEM). Several gaps must be overcome for the restoration to be successful, such as: a) edaphic issues; b) lack of seeds and seedlings; c) inadequate choice of plant species; d) errors of implantation and distribution of species on the site; e) lack of monitoring and; f) the lack of professional qualifications. The prospects are that in post-mining restoration, Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) are often used; the use of organic waste; the proper management of topsoil; the more incisive participation of traditional communities; the selection of key species for planting, using arbuscular mycorrhizal fungi and the establishment of a list of indicators with reference values. The **third and fourth chapters** were held in the municipality of Paragominas, PA. Since, the objective of the third was to select tree forest species for implantation in ecosystems after mineral exploration, for that, five ecosystems with different implantation ages were selected and through the variables survival rate and average increase in diameter and height were selected 30 species suitable for initial planting. In the **fourth chapter**, three ecosystems in restoration were compared with a reference forest. To meet this expectation, ecological indicators of composition, structure and function were evaluated. Ecosystems in the process of restoration differed from the reference forest, mainly for indicators of composition and structure, such as diversity indices, ecological groups, density of natural regeneration and soil cover by vegetation. In view of this, this thesis demonstrates the growth and the importance on a global and regional scale of the restoration of ecosystems degraded by mining, with the need for more investment in human capital and management for forest restoration.

**Keywords:** Mineral exploration; degraded areas; forest restoration; recovery methods; periodic monitoring; evaluation of indicators; reference ecosystem.

## 1. CONTEXTUALIZAÇÃO

### 1.1. Principais métodos de restauração florestal em ecossistemas pós mineração

Dentre as atividades mais importantes da sociedade contemporânea está a mineração industrial (RANJAN, 2019), onde os recursos adquiridos encontram-se presente em praticamente todos os bens e serviços disponíveis. Os recursos naturais retirados em sua grande maioria do subsolo podem ser classificados em duas categorias, os metálicos e não-metálicos, os quais são utilizados cotidianamente de maneira direta ou indireta pelo homem. Apesar de sua importância, essa atividade ocasiona inúmeros impactos negativos ao ambiente, iniciando com a retirada total da vegetação nativa e conseqüente afugentamento da fauna silvestre (PARROTTA & KNOWLES, 2001; MACDONALD et al., 2015). Depois disso, é feita a descaracterização topográfica para exploração mineral, originando mudanças nos ciclos hidrobiogeoquímicos dos ecossistemas explorados (EVANS et al., 2015; FENG et al., 2019).

Após a extração mineral, os ecossistemas degradados devem ser restaurados, objetivando o retorno dos serviços ecossistêmicos originais (SER, 2004). Para que isso seja possível, é fundamental a escolha de métodos e técnicas capazes de minimizar inicialmente os impactos negativos. Dependendo da natureza mineral, os métodos de restauração podem ser diferentes, sendo que, em algumas situações não é possível restaurar os serviços ecossistêmicos, mas apenas reabilitá-los, minimizando o surgimento de novos impactos e proporcionando assim funções diferentes das originais, como o que ocorre em cavas com extração mineral demasiadamente profundas que são transformadas em grandes lagos ou até mesmo abandonadas sem utilidade pública (LIMA et al., 2016).

Dos métodos mais usuais para restauração ou reabilitação florestal, Martins et al. (2020), por meio de uma extensa análise bibliométrica encontraram o plantio de mudas, a indução da regeneração natural, a semeadura direta e a hidrossemeadura como os mais difundidos em ecossistemas pós atividade minerária pelo mundo. Destes métodos, o plantio de mudas de espécies nativas tem se destacado, possivelmente em decorrência de experiências bem-sucedidas e garantia da diversidade inicial de espécies implantadas.

Além do plantio de mudas, a indução da regeneração natural por meio da devolução do solo superficial (*topsoil*) retirado da floresta após a supressão vegetal tem se destacado, sobretudo na Austrália, em áreas pós extração de bauxita (KOCH & SAMSA, 2007). No entanto, a sua eficiência depende primordialmente do banco de sementes disponível, que, em projetos minerários, pode ser afetado pela profundidade de retirada do *topsoil*, mistura de horizontes, tempo de estocagem e características da vegetação original suprimida (MARTINS et al., 2019).



Em casos de terrenos íngremes, como encostas e taludes, o uso da hidrossemeadura é o recomendável para estabilização do solo, diminuindo a erosão e o efeito estético negativo (OLIVEIRA et al., 2013; ANSHARI et al., 2018).

## 1.2. Mineração na Amazônia Oriental: aspectos econômicos, sociais e ambientais

O Brasil é um dos maiores detentores e exportadores de recursos minerais do mundo, com destaque para os seguintes elementos: Nióbio, Ferro, Bauxita, Caulim, Cobre, Estanho, Níquel, Manganês, Cromo e Ouro (IBRAM, 2018). A produção mineral industrial contribuiu com 1,4% do Produto Interno Bruto (PIB) do país em 2018, gerando mais de 2,1 milhões de empregos formais (IBRAM, 2019). Diante deste cenário, o Pará é atualmente o estado que mais gerou recursos em operação no ano de 2019, cerca de 67 trilhões de reais, destes, 3,27% foram destinados a Compensação Financeira pela Exploração de Recursos Minerais (CFEM) (ANM, 2020).

Apesar disso, dos valores arrecadados com a taxa CFEM, 60% é destinado ao município onde ocorreu a exploração mineral, devendo ser convertido em melhorias para a população, o que infelizmente não tem sido registrado visualmente. Este problema pode ser atribuído a falta de coerência entre a gestão e as demandas do município.

No Brasil, a legislação estabelece no seu 2º parágrafo do artigo 225 da Constituição Federal de 1988 que as empresas responsáveis pela exploração dos recursos minerais devem recuperar os ecossistemas degradados pela atividade (BRASIL, 1988). Somado a isso, em 1989 foi sancionado o decreto nº 97.632 que criou o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) para mineração, e tornou, dessa maneira, obrigação a apresentação previa do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) (BRASIL, 1989).

Para recuperação desses ecossistemas, serão necessários obtenção de sementes e, ou, mudas nativas da região adaptadas as características do novo sítio após a exploração mineral. Atualmente isso tem se tornado um problema, pois o número de viveiros cadastrados para comercialização de mudas nativas é insuficiente frente a demanda regional (SILVA et al., 2017). Neste sentido, estratégias devem ser estabelecidas para seleção adequada de ideótipos com características favoráveis de adaptação a ecossistemas pós mineração.

### 1.3. Seleção das espécies chave para restauração de áreas degradadas pela mineração

Um dos maiores problemas relacionados ao método de plantio de mudas nativas em ecossistemas pós-mineração é o elevado percentual de mortalidade, o que eleva o custo da restauração e também deixa o solo mais exposto a processos erosivos. Neste sentido, o objetivo inicial da restauração nos primeiros anos é cobrir o solo reconstruído, para isso, recomenda-se implantar espécies pioneiras de rápido crescimento que depositam serapilheira constantemente em grande quantidade (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001), dificultando o estabelecimento de gramíneas exóticas e favorecendo a regeneração natural de plantas nativas adaptadas as condições de menor intensidade luminosa (LONDE et al., 2017).

Além disso, também deve-se levar em consideração que a modificação total do ambiente proporcionará microclimas e micro sítios totalmente diferentes dos que haviam antes da supressão, e que esses ambientes podem favorecer um determinado grupo de espécies (FENGLER et al., 2017). Assim, é necessário que a seleção e plantio de espécies considere informações sobre estabelecimento e crescimento em sítios próximos das áreas mineradas, aumentando a chance de sobrevivência das mudas após o plantio. Por este motivo, o monitoramento contínuo do desempenho das espécies plantadas e da regeneração natural em áreas de mineração torna-se fundamental (ATONDO-BUENO et al., 2018), pois com os resultados advindos do monitoramento é possível diagnosticar a adaptação, sobrevivência e crescimento das espécies e com essas informações, estabelecer grupos com características de crescimento similares e aptidão para implantação inicial (SALOMÃO et al., 2014; FENGLER et al., 2017).

Neste contexto, Salomão et al. (2013) fazem o seguinte questionamento: quantas e quais espécies devem ser plantadas inicialmente para restauração de áreas degradadas pela mineração? Além disso, como saber se as espécies que estão nos remanescentes florestais adjacentes irão inicialmente se adaptar às novas condições ambientais de pós lavra? Partindo desses questionamentos é interessante que seja escolhido um grupo de espécies chave, com informações dos ecossistemas em processo de restauração florestal com a utilização do método de plantio de espécies nativas. Assim, será possível conhecer as espécies que conseguiriam se estabelecer e desenvolver nos primeiros anos (FENGLER et al., 2017).

### 1.4. Monitoramento e trajetória de ecossistemas minerados em processo de restauração florestal

O monitoramento dos ecossistemas degradados pela mineração e que se encontram em processo de restauração florestal é uma das etapas indispensáveis para que a sua trajetória seja

bem-sucedida, ou seja, ocorra de acordo como planejado. No monitoramento será possível avaliar o desenvolvimento do ecossistema ao longo do tempo, corrigindo passivos ambientais que estejam limitando o crescimento das espécies vegetais, diminuindo a regeneração natural ou impedindo o retorno da fauna (MARTINS, 2013).

Para isso, torna-se necessário estabelecer indicadores que representem fidedignamente as modificações que ocorrem nos ecossistemas (SER, 2004). Esses indicadores devem ser facilmente categorizados e/ou quantificados, sobretudo pelos órgãos de fiscalização e, além disso, devem apresentar baixo custo e alta eficiência (ALMEIDA & SÁNCHEZ, 2005). No entanto, não há atualmente um consenso de quais e quantos indicadores especificamente serão necessários para avaliação, pois isso dependerá do tempo em que o ecossistema se encontra em restauração e da intensidade de degradação (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017).

De modo geral, os indicadores de monitoramento da restauração ecológica são classificados em três grupos: 1) os estruturais, 2) de composição e, 3) os funcionais. Os estruturais normalmente são os mais utilizados nos projetos de monitoramento com idade de seis a dez anos, destacando-se a área basal, densidade de plantas, área de cobertura de copa e altura total das espécies arbóreas (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017). Os de composição estão relacionados à riqueza de espécies, grupos funcionais (pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias) e formas de vida. Já os indicadores funcionais dizem respeito aos processos de perpetuação da comunidade, como polinização e dispersão de sementes, mudanças nas características edáficas, ciclagem de nutrientes e acúmulo de serapilheira no solo.

Após a coleta dos indicadores por meio de amostragem, os resultados obtidos devem ser comparados concomitantemente com valores de referência, os quais podem ser encontrados em remanescentes florestais próximos, na mesma bacia hidrográfica e com as mesmas condições abióticas. Com isso, um ecossistema restaurado deve ser autossuficiente, ou seja, sem a necessidade de interferências antropogênicas e ser capaz de suportar distúrbios considerados normais em florestas nativas (SER, 2004).

Neste contexto, quais e quantos indicadores de composição de espécies, estrutura da vegetação e funções do ecossistema devem ser avaliados em áreas degradadas pela atividade minerária em processo de restauração florestal? Ruiz-Jaén & Aide (2005) avaliaram quatorze indicadores ecológicos, sendo, quatro de estrutura, quatro de composição e seis relacionados às funções ecossistêmicas, concluindo que esse número de indicadores representou eficazmente a situação atual do ecossistema em restauração.

## 2. APRESENTAÇÃO DA TESE

A mineração é essencial para o desenvolvimento de um país, proporcionando melhorias a sociedade contemporânea por meio da obtenção de diversos produtos industriais. Em contrapartida, a atividade ocasiona inúmeros impactos negativos ao meio ambiente, dentre eles, a supressão da flora nativa, a qual abriga a fauna silvestre e possibilita o funcionamento dos serviços ecossistêmicos.

Diante disso, a restauração florestal faz-se necessária, sendo que, existem alguns métodos que podem ser utilizados, como o plantio de mudas nativas, a semeadura direta e a indução da regeneração natural. Normalmente, o plantio de mudas tem sido o mais usual, no entanto, a elevada taxa de mortalidade e o crescimento limitado das espécies tem se tornado um obstáculo. Por esta razão, a escolha de espécies adaptados as características do sítio tornam-se imprescindível.

Escolhido o(s) método(s) e feito a seleção de espécies para a revegetação inicial, o monitoramento periódico é o próximo passo para que seja realizada adequações no projeto e assim a restauração se torne bem-sucedida, pois a avaliação de indicadores durante o monitoramento demonstrará a situação atual do ecossistema e a trajetória que este está seguindo.

Neste contexto, esta tese está dividida em quatro capítulos, sendo que, no primeiro foi realizado uma análise bibliométrica referente aos métodos e indicadores de restauração florestal em ecossistemas degradados pela mineração a nível global, usando-se bases robustas de pesquisas sobre artigos científicos publicados entre 1990 a 2018.

No segundo capítulo foi realizada uma revisão bibliográfica sobre a importância econômica, os impactos ambientais, os métodos de recuperação e os principais indicadores ecológicos de ecossistemas florestais pós exploração mineral no estado do Pará. Neste capítulo também são retratadas as principais lacunas e soluções para restauração florestal, além das perspectivas em relação ao tema.

O terceiro e quarto capítulos foram desenvolvidos na Mineração Paragominas, pertencente ao grupo Hydro, localizada no município de Paragominas, onde o terceiro retrata a sobrevivência, o crescimento e a regeneração natural em cinco ecossistemas em processo de restauração florestal com diferentes idades de plantio.

Já no quarto e último capítulo, foram avaliados indicadores ecológicos de restauração florestal em três ecossistemas de plantio de mudas e uma floresta como ecossistema de referência (controle). Esses indicadores foram classificados em três grupos, sendo eles de composição, estrutura e de função.

### **3. QUESTÕES CIENTÍFICAS**

- a. Quais os métodos de restauração florestal vêm sendo utilizados em ecossistemas degradados pela atividade minerária? E quais os indicadores estão sendo avaliados?
- b. Qual a importância econômica e os principais métodos e indicadores de restauração florestal devem ser utilizados em ecossistemas pós mineração no estado do Pará?
- c. É possível selecionar espécies para o plantio de ecossistemas pós mineração levando-se em consideração a taxa de sobrevivência, o crescimento e a regeneração natural?
- d. Existem diferenças quanto aos indicadores ecológicos de vegetação e de solo em termos de trajetória em três ecossistemas em restauração após a mineração de bauxita quando comparado a um ecossistema de referência (floresta natural) na Amazônia Oriental?

### **4. HIPÓTESES**

- a. Embora exista uma grande variedade de métodos, predomina o plantio de mudas de espécies arbóreas nativas, onde os principais indicadores de avaliação são classificados em funcionais.
- b. A mineração contribui significativamente para economia do estado e existem métodos eficientes para restauração florestal, com o uso de indicadores que demonstrem eficazmente a trajetória ecossistema.
- c. A taxa de sobrevivência, o crescimento e a regeneração natural são variáveis que podem ser utilizadas para seleção de espécies mais aptas para o plantio em ecossistemas pós mineração de bauxita na Amazônia Oriental.
- d. Os ecossistemas em restauração após mineração assemelham-se a um ecossistema de referência quanto aos indicadores de composição e de estrutura, necessitando de mais tempo para restaurar as funções ecológicas.

### **5. OBJETIVOS**

#### **Objetivo geral**

Determinar e avaliar os principais métodos, indicadores ecológicos e espécies para implantação em ecossistema minerados.

### Objetivos específicos

- a. Realizar uma análise bibliométrica das últimas três décadas (1990-2018) em nível global sobre os métodos e indicadores de restauração florestal em ecossistemas minerados.
- b. Demonstrar a importância da mineração para o estado do Pará e descrever os principais métodos e indicadores de restauração bem como as possíveis soluções.
- c. Analisar a sobrevivência, o crescimento e a regeneração natural de espécies florestais após o plantio em áreas de mineração de bauxita na Amazônia Oriental.
- d. Comparar as trajetórias ecológicas, por meio da avaliação de indicadores de três ecossistemas sob restauração florestal após a mineração de bauxita.

### REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista árvore**, v. 29, n. 1, p. 47-54, 2005.

ANSHARI, M. F.; FERNANDES, A. A. R.; ARISOESILANINGSIH, E. Comparing seeds germination of some local plant species on two hydroseeding mulches for post mining revegetation. **Journal of Degraded and Mining Lands Management**, v. 5, n. 2, p. 1103-1110, 2018.

ANM. Agência Nacional de Mineração. **Sistemas de arrecadação**. Disponível em: <[https://sistemas.dnpm.gov.br/arrecadacao/extra/Relatorios/cfem/maiores\\_arrecadores.aspx](https://sistemas.dnpm.gov.br/arrecadacao/extra/Relatorios/cfem/maiores_arrecadores.aspx)>. Acesso em 23 de janeiro de 2020.

ATONDO-BUENO, E. J.; BONILLA-MOHENO, M.; LÓPEZ-BARRERA, F. Cost-efficiency analysis of seedling introduction vs. direct seeding of *Oreomunnea mexicana* for secondary forest enrichment. **Forest Ecology and Management**, v. 409, p. 399-346, 2018.

BRASIL. **Constituição (1988)**. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília: DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988. 292 p. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicao.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm)>. Acesso em 25 de setembro de 2019.

BRASIL. Decreto N° 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do artigo 2º, inciso VIII, da lei n° 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. **Diário Oficial**, Brasília, DF, Seção 1, p. 5-5. Disponível em: <[https://www.jusbrasil.com.br/diarios/3516731/pg-5-secao-1-diario-oficial-da-uniao-dou-de-12-04-1989?ref=previous\\_button](https://www.jusbrasil.com.br/diarios/3516731/pg-5-secao-1-diario-oficial-da-uniao-dou-de-12-04-1989?ref=previous_button)>. Acesso em 26 de setembro de 2019.

EVANS, D. M.; ZIPPER, C. E.; HESTER, E. T.; SCHOENHOLTZ, S. H. Hydrologic effects

of surface coal mining in Appalachia (U.S.). **Journal of the American Water Resources Association**, v. 51, n. 5, p. 1436–1452, 2015.

FENG, Y.; WANG, J.; BAI, Z.; READING, L. Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 191, p. 12–25, 2019.

FENGLER, F. H.; BRESSANE, A.; CARVALHO, M. M.; LONGO, R. M.; MEDEIROS, G. A.; MELO, W. J.; JACOVAC, C. C.; RIBEIRO, A. I. Forest restoration assessment in Brazilian Amazonia: A new clustering-based methodology considering the reference ecosystem. **Ecological Engineering**, v. 108, p. 93–99, 2017.

GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 850–857, 2017.

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

IBRAM. **Instituto Brasileiro de Mineração. Eleições 2018: Políticas Públicas para Indústria Mineral**. 2018. 108p. Disponível em: < <https://portaldamineracao.com.br/wp-content/uploads/2018/11/eleicoes-2018-politicas-publicas-para-a-industria-mineral.pdf>>. Acesso em 24 de setembro de 2019.

IBRAM. Instituto Brasileiro de Mineração. **Relatório Anual de Atividades: Julho de 2018 a Junho de 2019**. 2019. 49p. Disponível em: < <http://portaldamineracao.com.br/ibram/wp-content/uploads/2019/07/relatorio-anual-2018-2019.pdf>>. Acesso em 24 de setembro de 2019.

KOCH, J. M.; SAMSA, G. P. Restoring jarrah forest trees after bauxite mining in Western Australia. **Restoration Ecology**, v. 15, p. 26–39, 2007.

LIMA, A. T.; MITCHELL, K.; O'CONNELL, D. W.; VERHOEVEN, J.; CAPPELLEN, P. V. The legacy of surface mining: Remediation, restoration, reclamation and rehabilitation. **Environmental Science and Policy**, v. 66, p. 227–233, 2016.

LONDE, V.; SOUZA, H. C.; KOZOVITS, A. R. Exotic and invasive species compromise the seed bank rain dynamics in forests undergoing restoration at urban regions. **Journal of Forestry Research**, v. 28, n. 5, p. 1019–1026, 2017.

MACDONALD, S. E.; LANDHÄUSSER, S. M.; SKOUSEN, J.; FRANKLIN, J.; FROUZ, J.; HALL, S.; JACOBS, D. F.; QUIDEAU, S. Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. **New Forests**, v. 46, n. 5–6, p. 703–732, 2015.

MARTINS, S. V. **Recuperação de Áreas Degradadas: como recuperar áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e áreas de mineração**. 3. ed. Viçosa: Aprenda Fácil/Centro de Produções Técnicas, 2013. 264 p.

- MARTINS, W. B. R.; COSTA, B. C.; SANTOS JUNIOR, H. B.; RODRIGUES, R. P.; OLIVEIRA, F. A. Utilização do *topsoil* para restauração florestal de áreas degradadas pela mineração de bauxita: fatores a serem considerados. In: SENHORAS, E. M. (organizador). **A gestão ambiental e sustentável na Amazônia**. Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. p.52-60.
- MARTINS, W. B. R.; LIMA, M. D. R.; BARROS JUNIOR, U. O.; AMORIM, L. S. VB. Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining : A global literature review. **Ecological Engineering**, v. 145, p. 105707, 2020.
- OLIVEIRA, G.; CLEMENTE, A.; NUNES, A.; CORREIA, O. Limitations to recruitment of native species in hydroseeding mixtures. **Ecological Engineering**, v. 57, p. 18-26, 2013.
- PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. **Ecological Engineering**, v. 17, n. 2–3, p. 219–239, 2001.
- RANJAN, R. Assessing the impact of mining on deforestation in India. **Resources Policy**, v. 60, p. 23–35, 2019.
- RUIZ-JAÉN, M. C., AIDE, T. M., Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, v. 218, p.159-173, 2005.
- SALOMÃO, R. P.; SANTANA, A. C.; BRIENZA JÚNIOR, S. Seleção de espécies da floresta ombrófila densa e indicação da densidade de plantio na restauração florestal de áreas degradadas na Amazônia. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 1, p. 139-151, 2013.
- SALOMÃO, R. P.; BRIENZA JÚNIOR, S.; ROSA, N. A. Dinâmica de reflorestamento em áreas de restauração após mineração em unidade de conservação na Amazônia. **Revista árvore**, v. 38, n. 1, p. 1-24, 2014
- SER – SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. 2004. Science & Policy Working Group. **The SER international primer on ecological restoration**. Disponível em: <<http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>>. Acesso em 23 de dezembro de 2019.
- SILVA, A. P. M.; SCHWEIZER, D.; MARQUES, H. R.; TEIXEIRA, A. M. C.; SANTOS, T. V. M. N.; SAMBUICHI, R. H. R.; BADARI, C. G.; GAUDARE, U.; BRANCALION, P. H. Can current native tree seedling production and infrastructure meet an increasing forest restoration demand in Brazil? **Restoration Ecology**, v. 25, n. 4, p. 509-515, 2017.



## Capítulo I

(Artigo publicado *Ecological Engineering*, v.145, 2020)

### **Métodos e indicadores ecológicos para o monitoramento de ecossistemas em recuperação após mineração: uma revisão global**

#### **Resumo**

A mineração contribui significativamente para a economia mundial. No entanto, traz fortes impactos ambientais, incluindo a destruição da vegetação original. Dessa forma, a recuperação de áreas degradadas pela mineração tem sido um procedimento obrigatório em muitos países. Com o objetivo de rever este assunto, foi realizada uma análise bibliométrica utilizando artigos científicos publicados no período 1990-2018. Foram amostrados 700 artigos em 171 periódicos. Engenharia ecológica e restauração A ecologia foi o periódico com o maior número de artigos. Houve um aumento significativo de artigos ao longo do tempo, abordando o uso de geotecnologias e fungos arbusculares. Os ecossistemas recuperados ou em recuperação foram estudados em 45 países, principalmente no Brasil, Austrália, EUA, China e Espanha. Carvão e bauxita foram os recursos mais comuns extraídos. Os métodos de recuperação mais frequentes foram: plantio de mudas, semeadura direta, regeneração natural e hidrossemeadura, com técnicas empregadas em alguns deles. Em 35,71% dos artigos, um pequeno número de espécies (2-5) foi utilizado para o estabelecimento inicial da planta. O número de artigos diminuiu à medida que o número de ambos, espécies de plantas usadas na fase de recuperação inicial, e a idade do ecossistema aumentou. No monitoramento, os indicadores mais importantes foram classificados como funcionais ou funcionais mais estruturais. A partir dos indicadores funcionais, os *Technosols* ou solos reconstruídos foram os mais avaliados. As perspectivas futuras sobre a recuperação de florestas incluem métodos adaptados às características peculiares (solo e econômico) de cada ecossistema. Para o monitoramento da recuperação florestal, o uso de geotecnologias, principalmente os Veículos Aéreos Não Tripulados (UAVs), bem como os indicadores de vida selvagem tendem a aumentar rapidamente.

Palavras-chave: Análise bibliométrica; Áreas degradadas; Restauração ambiental; Indicadores ecológicos.

### **Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: a global literature review**

## **Abstract**

Mining contributes significantly to the world's economy. However, it brings strong environmental impacts, including the destruction of the original vegetation. In this way, the recovery of degraded areas by mining has been a mandatory procedure in many countries. With the objective to review this subject, a bibliometric analysis was carried out using scientific articles published in the period 1990-2018. A total of 700 articles in 171 journals were sampled. Ecological Engineering and Restoration Ecology were the journals with the largest number of articles. There was a significant increase of articles along time approaching the use of geotechnologies and arbuscular fungi. Recovered or recovering ecosystems were studied in 45 countries, mainly in Brazil, Australia, USA, China, and Spain. Coal and bauxite were the most common resources mined. The most frequent recovery methods were: seedling planting, direct seeding, natural regeneration, and hydroseeding, with techniques employed in some of them. In 35.71% of the articles, a small number of species (2-5) were used for the initial plant's establishment. The number of articles decreased as the number of both, plant species used in the initial recovery phase, and ecosystem's age increased. In monitoring, the most important indicators were classified as functional or functional plus structural. From the functional indicators, the Technosols or rebuilt soils were the most evaluated. Future perspectives on forests recovery includes methods tailored to peculiar features (soil and economic) of each ecosystem. For the forest recovery monitoring, the use of geotechnologies, mainly the Unmanned Aerial Vehicles (UAVs), as well as wildlife indicators tend to increase rapidly.

**Keywords:** Bibliometric analysis; Degraded areas; Environmental restoration; Ecological indicators

## **1. Introdução**

Dentre as atividades mais intensamente destrutivas sobre ecossistemas naturais atualmente no mundo está a mineração. Esta atividade ocasiona inúmeros impactos negativos ao ambiente, iniciando com a retirada total da vegetação nativa e conseqüente afugentamento da fauna silvestre (Parrotta and Knowles, 2001; Macdonald et al., 2015). Depois disso, segue-se a descaracterização topográfica para exploração mineral com mudanças nos ciclos hidrobiogeoquímicos dos ecossistemas explorados (Evans et al., 2015; Feng et al., 2019).

Devido à grande importância econômica e social da mineração (Ranjan, 2019), é inevitável que a exploração mineral de novos ecossistemas resulte na destruição dos ecossistemas naturais. Desta forma, torna-se prioridade o estabelecimento de métodos e técnicas capazes de minimizar inicialmente os impactos negativos e posteriormente restaurar os ecossistemas com suas funções e serviços ecossistêmicos originais. Como o reestabelecimento destas funções e serviços é uma tarefa quase impossível no curto e médio prazo, são criados novos ecossistemas com novas funções e serviços, diferentes dos originais. Esses novos ecossistemas podem ser criados com a utilização de plantios homogêneos de espécies exóticas, agricultura, pecuária e em última escala a criação de grandes lagos, caso a cava seja demasiadamente profunda e extensa, impossibilitando a sua reconformação (Lima et al., 2016).

Para a recuperação, seja por meio da restauração ou reabilitação, proporcionará ao ecossistema uma função, o que torna necessário a adoção de métodos para o recobrimento do solo. Isto pode ser feito por meio de plantio de árvores e/ou arbustos com a aplicação de técnicas de transplante, semeadura direta, hidrossemeadura ou indução da regeneração natural via transposição de *topsoil*. Essas são atualmente consideradas as maneiras mais eficientes para a recuperação da vegetação. Ultimamente pesquisas têm sido desenvolvidas com inúmeros tratamentos para cada método de recuperação, ou seja, diferentes técnicas, como variações relacionadas ao espaçamento de plantio (Bouchard et al., 2018), semeadura com a utilização de diferentes espécies e adubação verde (Longo et al., 2011), utilização do *topsoil* com diferentes insumos originados da própria mineração (Jaunatre et al., 2014; Fowler et al., 2015; Bulot et al., 2017) e assim por diante, visando encontrar a melhor combinação com o menor custo.

Independentemente do método e técnica utilizada para recuperação de ecossistemas degradados, faz-se necessário o monitoramento para avaliação do desenvolvimento do ecossistema (Martins et al., 2018). As variáveis coletadas, denominadas de indicadores, podem ser de natureza qualitativa e/ou quantitativa e são diferentes de acordo com a idade em que o ecossistema se encontra em restauração (Brancaion et al., 2015). De maneira geral, os indicadores podem ser classificados em três grandes grupos: (a) os de composição ou diversidade, (b) os estruturais e os (c) de função (Dale and Beyeler, 2001; Ruiz-Jaén and Aide, 2005).

Os indicadores de composição são aqueles relacionados aos componentes do ecossistema, as populações presentes, como o número de espécies vegetais ou animais, índices de diversidade, formas de vida e grupos ecológicos (Noss, 1990; (Taddeo and Dronova, 2018). Já os estruturais estão ligados à parte física dos componentes, a exemplo a altura total e diâmetro das árvores, biomassa dos vegetais, camada de serapilheira, cobertura do dossel e diâmetro de copa

(Taddeo and Dronova, 2018). Os indicadores funcionais estão ligados aos processos ecológicos ou evolutivos do ecossistema, como o retorno da fauna silvestre e as suas funções ecológicas nos ecossistemas, o aumento da fertilidade do solo, a ciclagem de nutrientes e o sequestro de gás carbônico (Noss, 1990; Dale and Beyeler, 2001; Taddeo and Dronova, 2018).

Essas variáveis podem ser avaliadas em diferentes ambientes e servir como subsídio para a formulação de normas jurídicas. Porém isto precisa seguir as especificações de cada situação, como a profundidade em que cada minério é explorado e as características bióticas e abióticas peculiares de cada ambiente, como o clima, topografia, tipologia de solos e vegetação. Neste contexto, torna-se importante conhecer e entender, numa perspectiva global, de que forma a recuperação dos ecossistemas degradados pela atividade minerária, bem como a seleção dos indicadores de avaliação durante o monitoramento vem sendo feita.

Para compilações de dados, a bibliometria se mostra eficiente como um método estatístico que visa quali-quantificar informações científicas publicadas sobre um determinado tema, com especificidades pré-determinadas. Ultimamente, pesquisas com a bibliometria têm sido abordadas com a avaliação da restauração ecológica (Oliveira and Engel, 2011; Wortley et al., 2013; López-Barrera et al., 2017; Romanelli et al., 2018) e mais especificamente com indicadores ecológicos de monitoramento (Siddig et al., 2016; Gatica-Saavedra et al., 2017). Apesar disso, não há trabalhos de bibliometria sobre os métodos de recuperação de ecossistemas degradados pela mineração e os indicadores utilizados para o monitoramento desses ambientes.

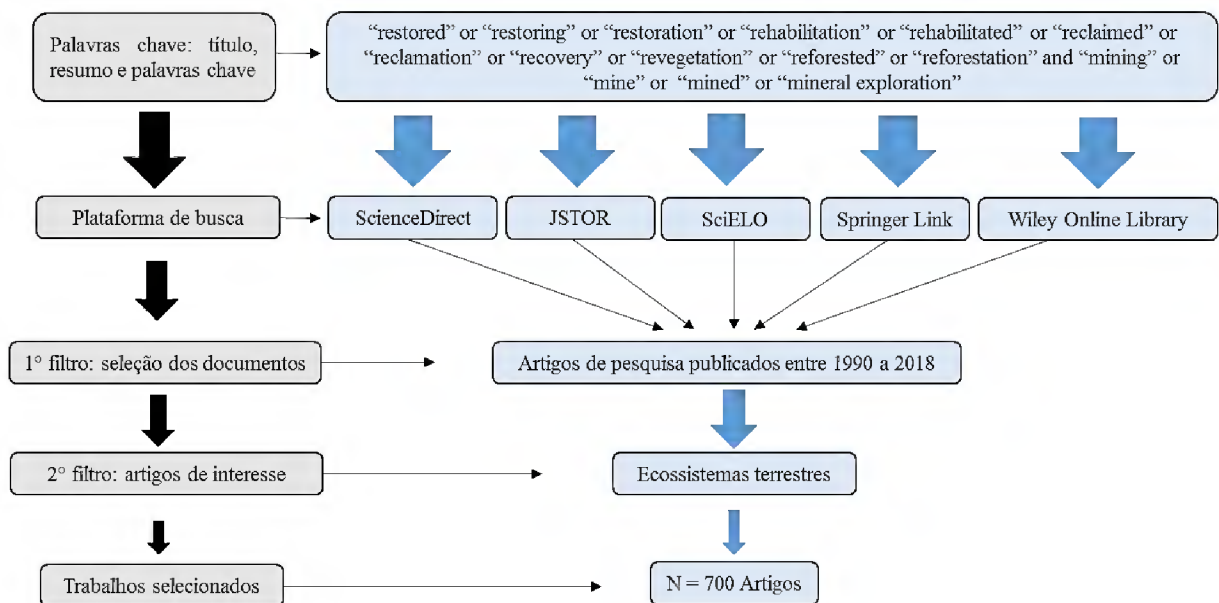
Diante disso, esta pesquisa visa responder as seguintes questões: (i) quais os métodos de restauração florestal vêm sendo utilizados em ecossistemas degradados pela atividade minerária? (ii) E quais os indicadores estão sendo avaliados? A hipótese é de que, embora exista uma grande variedade de métodos, predomina o plantio de mudas de espécies arbóreas nativas, onde os principais indicadores de avaliação são classificados como funcionais, pois apresentam praticidade de coleta das informações e demonstração eficiente de como o ecossistema se encontra naquele momento. Desta forma, foi realizada uma análise bibliométrica das últimas três décadas (1990-2018) de estudos em nível global sobre os métodos e indicadores de restauração florestal em ecossistemas minerados.

## 2. Métodos

### 2.1. Coleta de dados

Foi realizada uma revisão de natureza quali-quantitativa de artigos científicos com *Digital Object Identifier System* (DOI) publicados em inglês nas três últimas décadas (janeiro de 1990 a dezembro de 2018) em todo o mundo. Não foram considerados trabalhos de revisão de literatura e aqueles realizados em casa de vegetação, buscando-se conhecer os principais métodos de restauração florestal sujeitos à mineração, bem como os seus respectivos indicadores de avaliação. A busca foi realizada em inglês, utilizando-se as bases de dados do “ScienceDirect (Elsevier) (<https://www.sciencedirect.com>)”, “JSTOR (<https://www.jstor.org/>)”, “SciELO (<http://www.scielo.org/php/index.php>), “Springer Link (<https://link.springer.com/>)” e “Wiley Online Library (<https://onlinelibrary.wiley.com/>)”, .

As palavras-chave usadas para a busca foram: “restored”, “restoring”, “restoration”, “rehabilitation”, “reclaimed”, “reclamation”, “recovery”, “revegetation”, “reforested”, “reforestation”, “mining”, “mine” e “mineral exploration”, sempre direcionado a ecossistemas florestais. Essas palavras-chave poderiam estar contidas no título, resumo ou palavras-chave de cada artigo (Figura 1).



**Figura 1.** Procedimentos e critérios estabelecidos para análise bibliométrica sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados nas atividades de mineração em nível global. N = número total.

## 2.2. Variáveis analisadas

Após uma análise prévia das publicações, foram identificados os países onde foram registrados os artigos com exploração mineral, tipo de minério extraído, método de recuperação dos ecossistemas degradados, técnicas ou métodos de recuperação, quantidade inicial de espécies vegetais utilizadas para recuperação, tempo em que esses ecossistemas estão em processo de recuperação e se há o monitoramento indicadores (Tabela 1). Os indicadores foram classificados em: 1) estruturais: como, por exemplo, altura, diâmetro e área de copa das plantas, 2) de composição: diversidade de espécies, formas de vida e grupos ecológicos e 3) funcionais: propriedades químicas do solo, ciclagem de nutrientes e fluxos de gases, conforme a classificação descrita por Ruiz-Jaén and Aide (2005).

**Tabela 1.** Variáveis quali-quantitativas avaliadas nos artigos selecionados que apresentaram os ecossistemas degradados pela atividade de mineração em nível global no período de 1990 a 2018.

<i>Local de exploração</i>	País em que o minério foi extraído.
<i>Minério extraído</i>	Recurso retirado do ambiente, podendo ser metálico e/ou não metálico.
<i>Métodos de recuperação</i>	Método(s) utilizada(s) para revegetação inicial dos ecossistemas degradados. Exemplo: plantio, semeadura, hidrossemeadura e regeneração natural.
<i>Técnicas utilizadas</i>	Uma variação do método, aqui denominado de tratamento. Exemplo: plantio adubado, plantio não adubado.
<i>Número de espécies utilizadas</i>	Número de espécies vegetais utilizadas na fase inicial de recuperação.
<i>Tempo de recuperação (anos)</i>	Tempo decorrido desde o início da recuperação até o final da execução do trabalho de pesquisa científica.
<i>Indicador de avaliação</i>	Variáveis de natureza quali-quantitativa avaliadas no monitoramento (composição, estrutura e função).

## 2.3. Análise de dados

Os trabalhos avaliados foram agrupados em classe de tempo com intervalo de três anos (1990-1992, 1993-1995, 1996-1998, 1999-2001, 2002-2004, 2005-2007, 2008-2010, 2011-2013, 2014-2016 e 2017-2018), em que, no último período agrupou-se os trabalhos de 2017 e

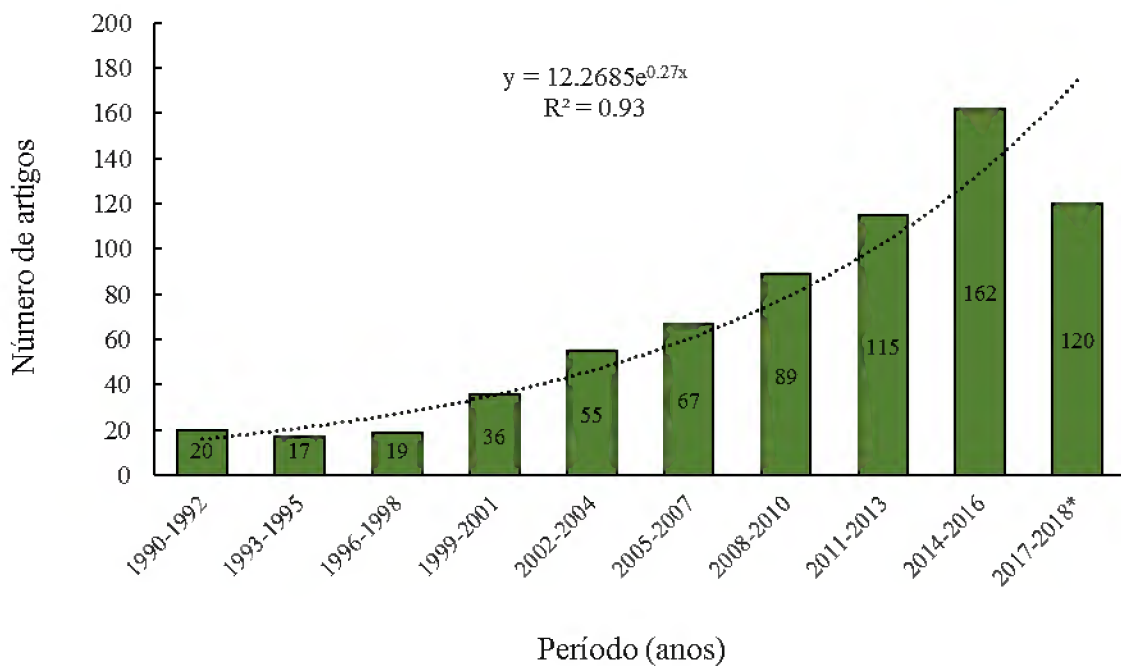
2018. Foram também determinadas as principais revistas que mais publicaram artigos referentes ao tema e elaborado um mapa as áreas de estudo em nível nacional.

Para as análises dos dados foi realizada uma estatística descritiva, com os resultados expressos em histogramas de frequência e dendrogramas de Venn, utilizando para isso as ferramentas do Microsoft® Office Excel versão 2016 e do *software* estatístico R versão 3.4.3 (R Development Core Team, 2016).

### 3. Resultados e discussão

#### 3.1. Evolução do número de artigos científicos publicados

Durante 28 anos, houve um aumento exponencial de artigos publicados sobre o tema “recuperação de ecossistemas florestais degradados por mineração”, como mostra a análise de regressão na Figura 2.



**Figura 2.** Crescimento exponencial do número de artigos publicados sobre o tema “recuperação de ecossistemas florestais degradados pela mineração” em todo mundo nas últimas três décadas (1990 a 2018). \*período de apenas dois anos.

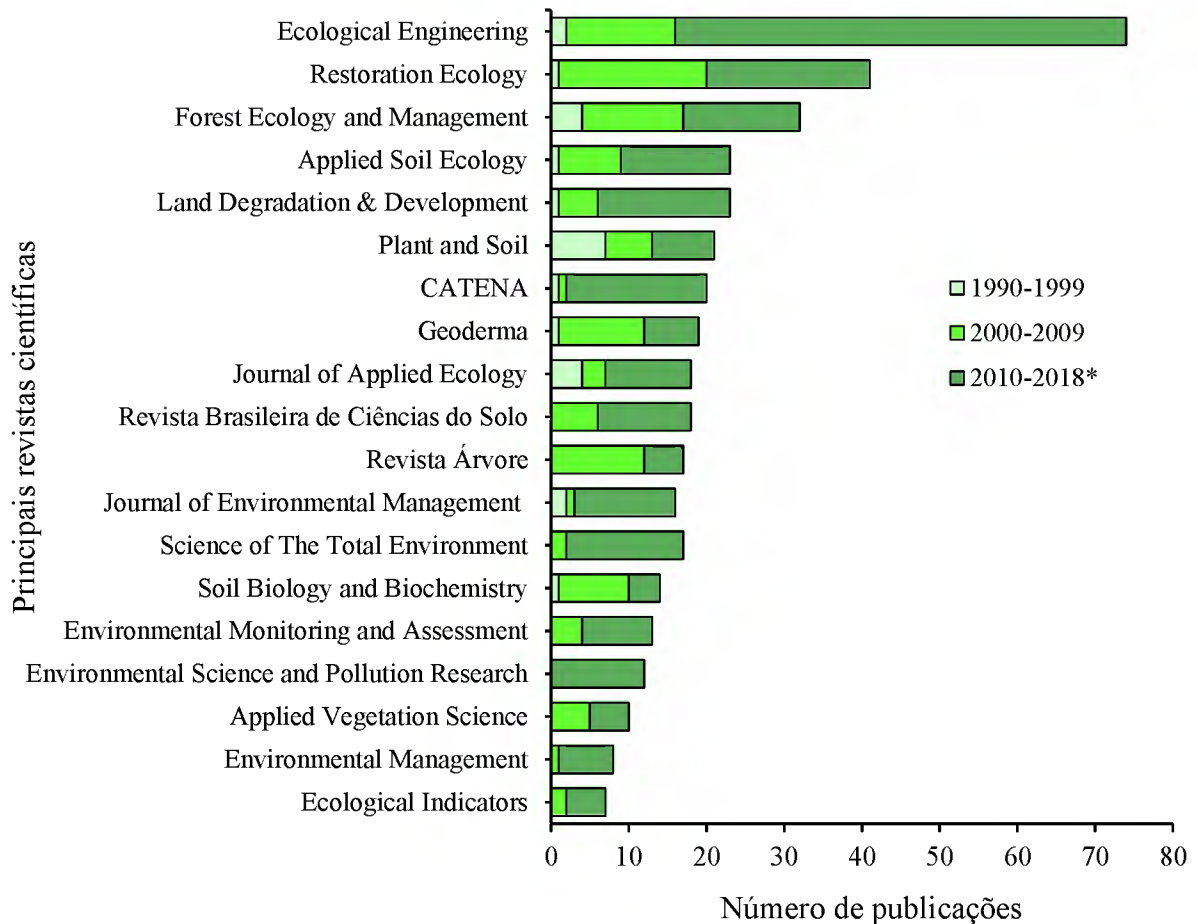
O crescimento do número de artigos científicos se deve a relevância do assunto frente às transformações ambientais nos diferentes ecossistemas do mundo (Oliveira and Engel, 2011), sobretudo aquelas ocasionadas pela mineração. Associado a isso, também pode-se inferir que, há uma aproximação das empresas mineradoras com as instituições de pesquisa, com o intuito

primordialmente de estabelecer meios menos onerosos e rápidos para recuperação e monitoramento dos ecossistemas em processo de restauração (Guan et al., 2019), atendendo concomitantemente às exigências legais estabelecidas por cada país e, divulgando conseqüentemente os resultados para a sociedade por meio de artigos científicos.

Um exemplo nítido dessa parceria tem sido observado no avanço da utilização de algumas ferramentas e técnicas, como por exemplo, no ramo da geotecnologia (Erener, 2011; Yang et al., 2018; Karan et al., 2016; Moudrý et al., 2019), uma ferramenta cada vez mais usual em grandes ecossistemas minerados que proporciona um baixo custo de operação e fiscalização pelo órgão ambiental. Também tem ocorrido um expressivo aumento de artigos com fungos arbusculares com resultados promissores, auxiliando na sobrevivência, estabelecimento e crescimento das plantas (Li et al., 2015; Shuab et al., 2018; Kumar et al., 2018; Prado et al., 2019).

Foram registradas 171 revistas científicas de acordo com os critérios de busca estabelecidos, sendo que, as vinte mais representativas somam 58,6% do total. As revistas com maior número de artigos no tema foram *Ecological Engineering* (10,6%) e *Restoration Ecology* (5,9%), considerado o total de publicações no período (Figura 3). Essas revistas são consideradas específicas do assunto e era esperado um quantitativo elevado de publicações. As revistas mencionadas também foram destacadas nos trabalhos de Wortley et al. (2013), trabalhando com indicadores de restauração ecológica, e Guan et al. (2019), utilizando métodos bibliométricos para avaliar a restauração.



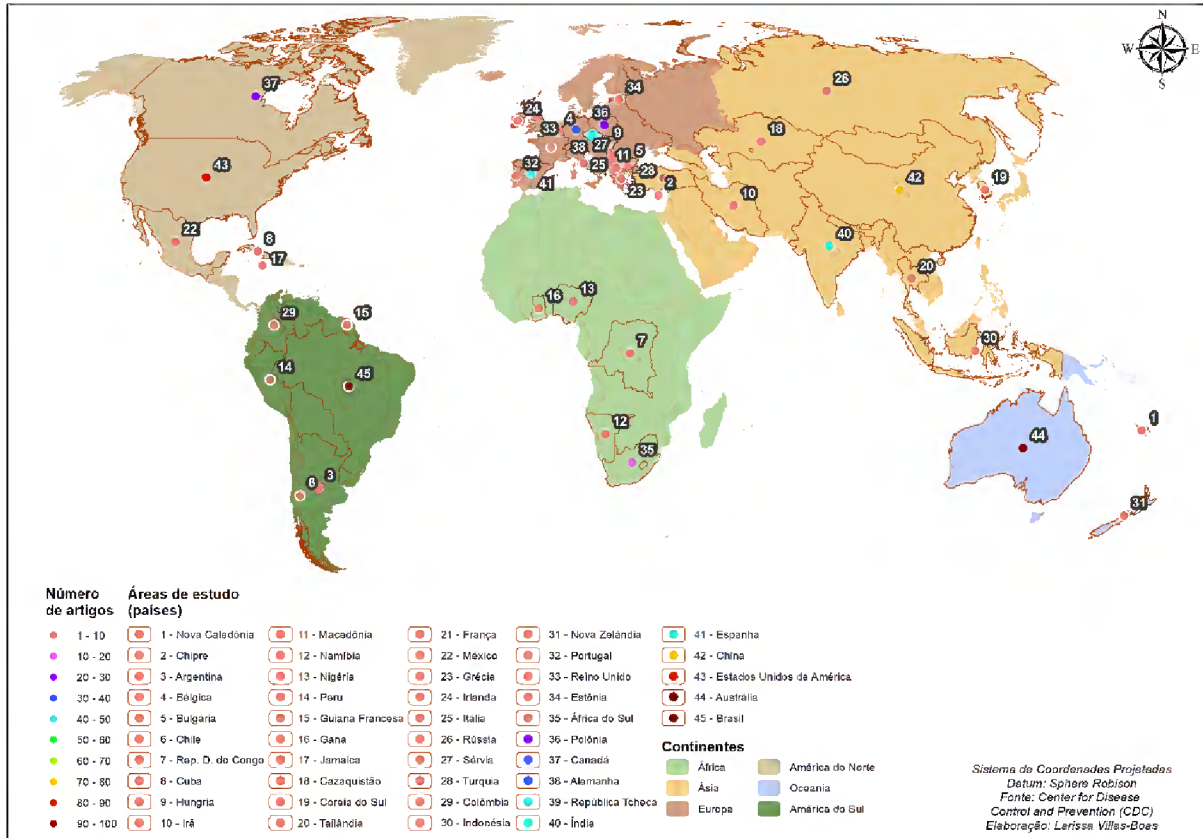


**Figura 3.** Número de publicações dos principais periódicos científicos das três últimas décadas (1990 a 2018) com artigos relacionadas a recuperação de ecossistemas degradados pela mineração.

Quando analisado o número de publicações nos três períodos, observa-se um aumento nos últimos nove anos (Figura 3), isso é decorrente do surgimento de novas revistas ou inclusão do tema no espócio de revistas mais antigas. Além da importância do assunto, há um crescimento do número de edições publicadas anualmente. A revista *Restoration Ecology*, por exemplo, publicava anualmente até meados de 1993 quatro edições e atualmente publica seis, já a *Ecological Engineering* publicava quatro edições, aumentando constantemente até 2006, com doze números por ano.

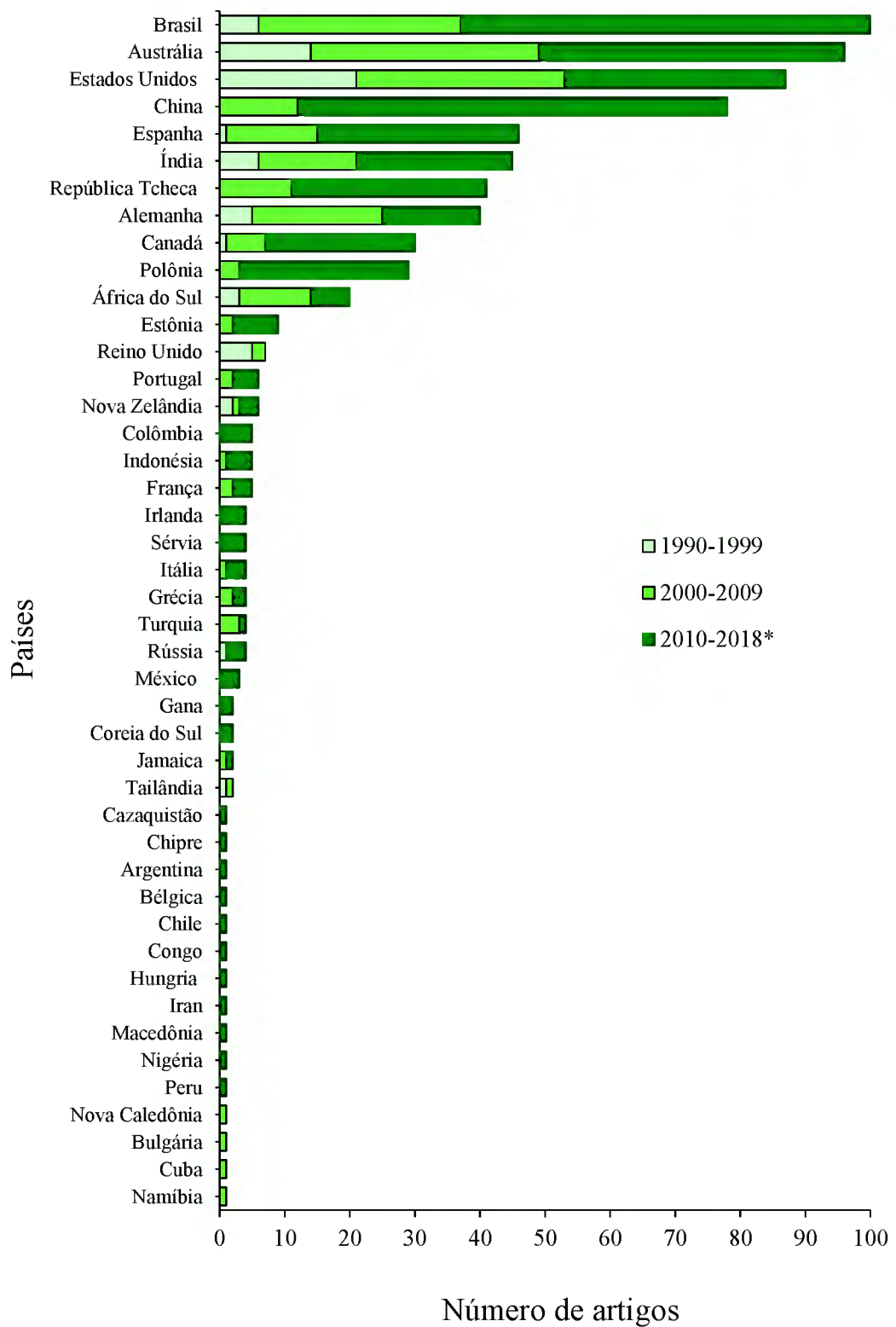
### 3.2. Distribuição das áreas de estudo dos artigos publicados

No total, foram encontrados 700 artigos científicos publicados em 45 países do mundo, destacando-se o Brasil (n=100), Austrália (n=96), Estados Unidos (n=87), China (n=78) e Espanha (n=46) que foram os países com o maior número de pesquisas sobre degradados pela mineração, contribuindo conjuntamente com 58,1% do total amostrado (Figura 4).



**Figura 4.** Distribuição global dos artigos publicados no período 1990-2018 sobre áreas degradadas por mineração.

Quando os países são divididos por continente, a Europa apresentou a maioria dos países (16) em número de trabalhos sobre recuperação de áreas degradadas por mineração, seguida pela Ásia (9), América do Sul (6), África e América do Norte (5 cada), e Oceania (3) (Figura 4). Esses resultados mostram que a mineração é uma atividade econômica comum em todos os continentes, e existe uma crescente preocupação mundial de que áreas degradadas pela mineração devam ser recuperadas (Monteiro et al., 2019; Tuokuu et al., 2019) (Figura 5). Além disso, eles mostram a importância de pesquisas envolvendo a recuperação de ecossistemas degradados por mineração em escala global (Figura 5).

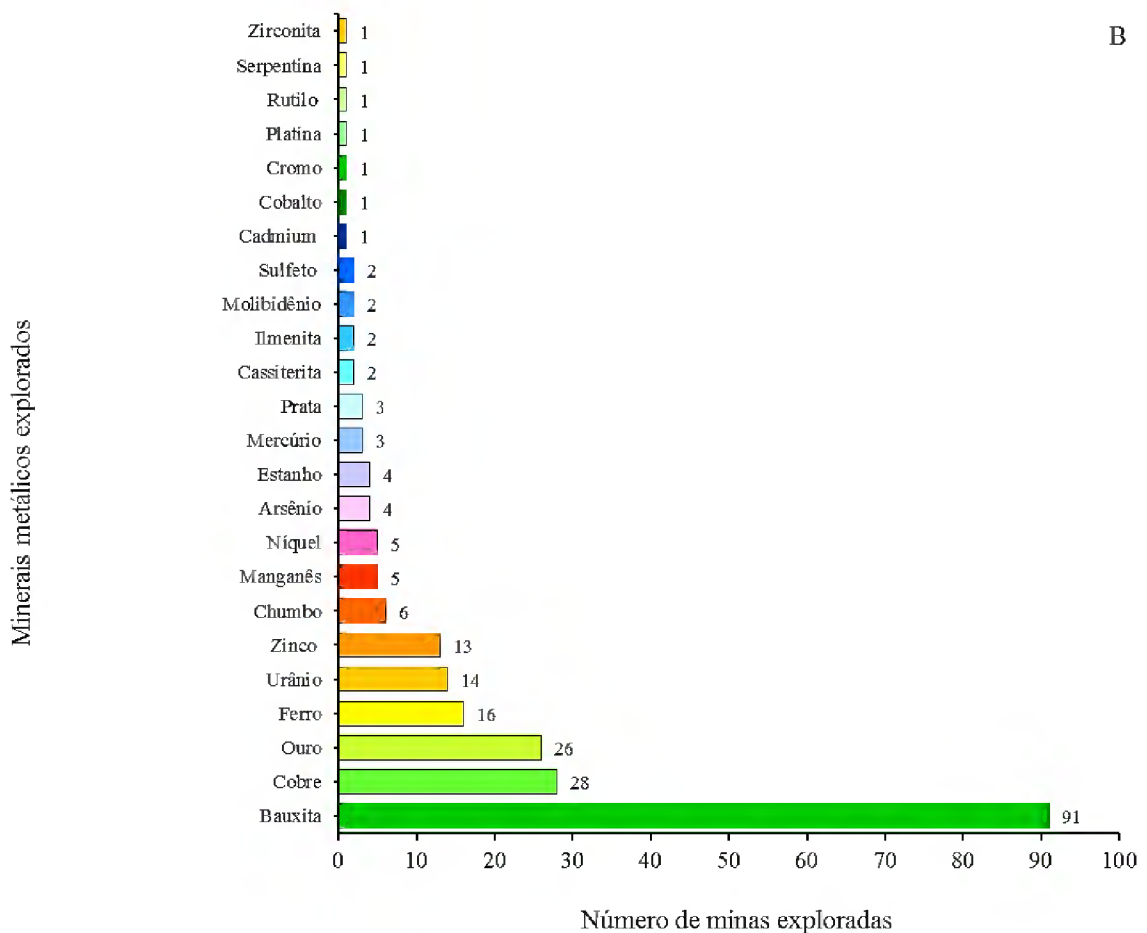
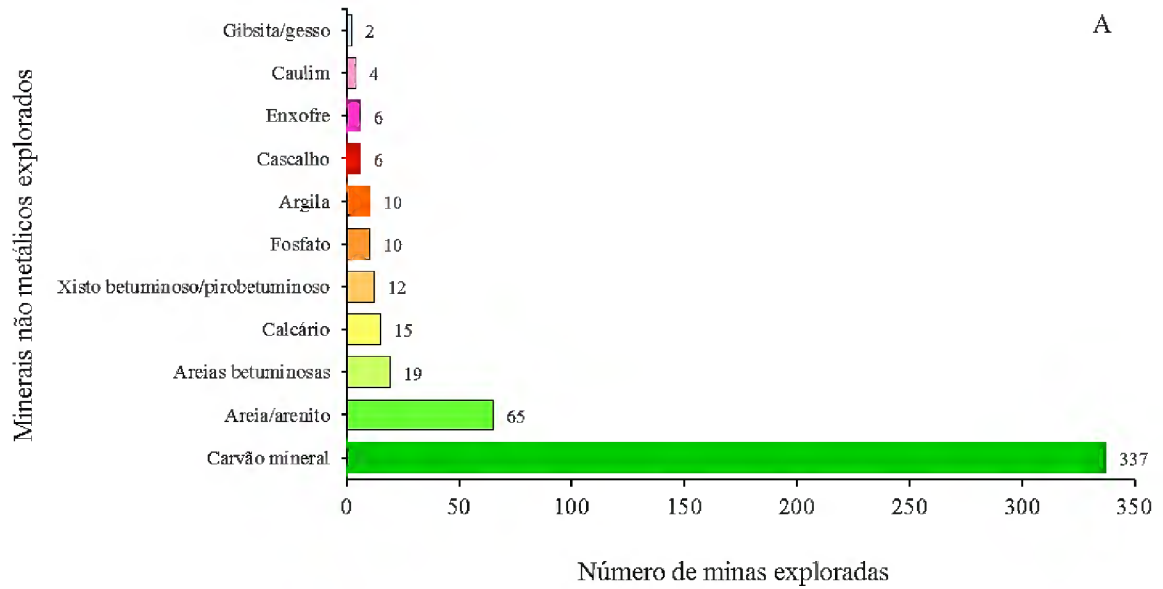


**Figura 5.** Número de artigos sobre o assunto “recuperação de ecossistemas florestais degradados por mineração” publicados por país nas últimas três décadas (1990-2018) ao longo de períodos de três anos. \* Período de dois anos.

Além dos avanços científicos e tecnológicos, os países com maior número de trabalhos nesta área, também avançaram nos últimos anos em relação a aspectos legais e econômicos. Isso ocorreu, dentre outros fatores, por causa de centenas de minas abandonadas no mundo, principalmente com exploração de metais, o que estava ocasionando sérios impactos ambientais e fechamento de minas em virtude da visibilidade ruim da população e consumidores em relação a atividade minerária (Venkateswarlu et al., 2016).

### 3.3. Diversidade mineral

No que tange aos recursos naturais explorados, foram encontradas 35 variedades de minerais, sendo 24 metálicos e 11 não metálicos. A maioria dos estudos foram realizados em ecossistemas de exploração de minerais não metálicos, cerca de 66,6%, sendo que, destes 69,3% dos trabalhos foram realizados em mineração de carvão (Figura 6A). Este recurso natural tem significativa importância, com produção mundial de 7.585 Mt registrada em 2017, contribuindo com aproximadamente um terço de toda energia utilizada no mundo e com perspectivas de permanência dessa produção até 2023 (IEA, 2018). Tal situação acaba preocupando pesquisadores, pois o carvão é um recurso não renovável, e o seu uso ocasiona inúmeros impactos ambientais (liberação de gás carbono para a atmosfera, emissão de metais pesados), sociais e até mesmo econômicos (Jin and Bian, 2013; Surber and Simonton, 2017).



**Figura 6.** Quantidade de minas em que cada mineral foi explorado registrado nos artigos científicos publicados nas três últimas décadas (1990 a 2018).

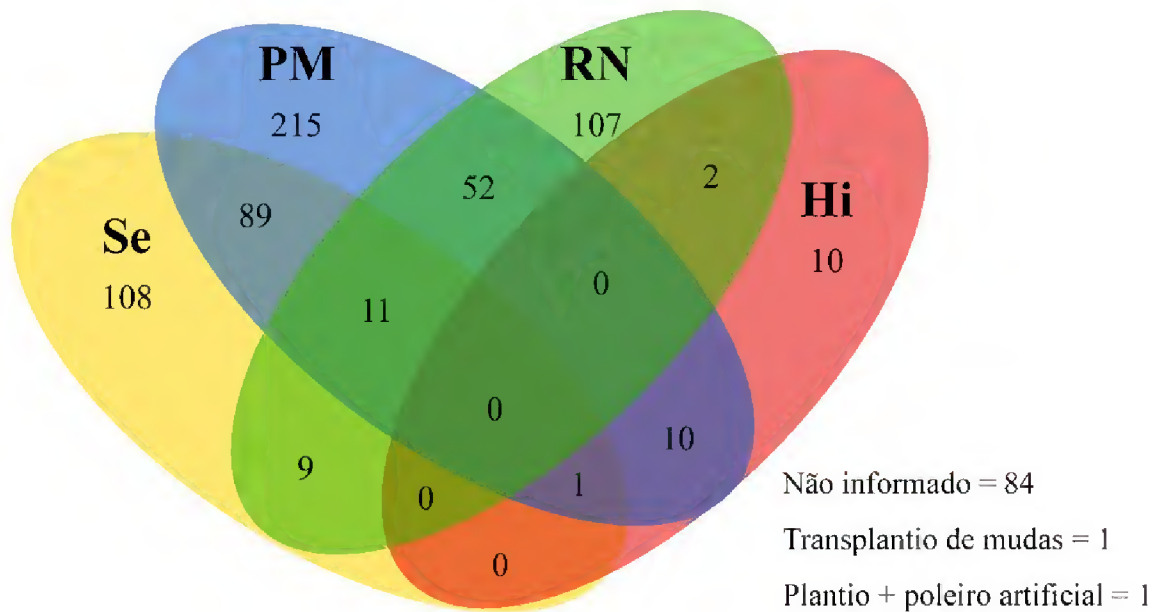
Nos Estados Unidos e na China foram registrados o maior número de artigos relacionados a recuperação vegetal das minas de carvão mineral, juntos representam 36,8% dos estudos encontrados envolvendo este recurso. Isso demonstra que além de serem os maiores produtores de carvão mineral (IEA, 2018), são os que mais tem pesquisado sobre maneiras de recuperação das áreas degradadas pela atividade em seus países, com instituições de pesquisa entre as que mais publicam sobre o assunto em todo mundo (Guan et al., 2019).

Em relação aos minerais metálicos, destaca-se o maior número de trabalhos com a bauxita para obtenção de alumínio (Figura 6B). Os maiores produtores mundiais deste minério são China, Austrália e Brasil (ABAL, 2017). Os grandes depósitos de bauxita laterítica ocorrem próximos a linha do equador, em virtude das intensas e elevadas temperatura e umidade relativa, o que favorece a lixiviação química e contribuí para formação do minério (Meyer, 2004). No Brasil, por exemplo, mais especificamente na bacia amazônica (incluindo a Venezuela, Guiana e Guiana Francesa), há um dos maiores depósitos, os quais estão localizados quase que em sua totalidade em platôs (Monsels and Van Bergen, 2019).

Neste sentido, há perspectivas de que nessas regiões tropicais sejam consolidadas novas áreas de exploração de bauxita. Para isso, serão necessários estudos de novos métodos e técnicas de recuperação, que proporcionem redução de tempo e custos, buscando salvaguardar a biodiversidade existente, afetando o mínimo possível as populações locais.

#### 3.4. Métodos de recuperação de áreas degradadas pela mineração

Foram encontrados seis métodos utilizados para recuperação: plantio de mudas, semeadura direta, hidrossemeadura, regeneração natural, transplante de mudas e poleiro artificial (Figura 7). Os dois últimos métodos citados apresentaram apenas um estudo de caso cada, por isso não foram inseridos no interior do diagrama de Venn. Em 84 (12,0%) dos trabalhos publicados não foi divulgado ou não ficou claro qual o método inicial da revegetação foi aplicado.



**Figura 7.** Diagrama de Venn demonstrando os principais métodos de recuperação de ecossistemas degradados pela atividade minerária no período 1990-2018. PM: Plantio de Mudanças; RN: Regeneração Natural; Se: Semeadura; Hi: Hidrosseadura.

O plantio de mudas é largamente o método mais utilizado, estando presente em 54,1% dos artigos. O plantio de mudas tem como vantagem a garantia da composição de espécies inseridos no sítio, podendo-se utilizar espécies de diferentes grupos sucessionais, priorizando sempre aquelas adaptadas as condições bioedafoclimáticas, o que nem sempre é observado criteriosamente (Stanturf et al., 2014; Villacís et al., 2016).

No entanto, outros métodos têm se tornado frequentes, como a semeadura direta e a regeneração natural. Na semeadura direta é necessário um planejamento minucioso, pois para obtenção de sementes de qualidade, torna-se necessário a marcação de árvores matrizes e a coleta no período adequado. Aliado a isso, há uma demanda elevada por sementes de qualidade e políticas públicas ineficazes que não contribuem para maximização da obtenção de uma elevada quantidade e diversidade de sementes nativas (Moreira da Silva et al., 2017; Schmidt et al., 2019; Elzenga et al., 2019). Por outro lado, diversos trabalhos têm demonstrado que a semeadura de sementes agrícolas e/ou de gramíneas podem proteger e melhorar inicialmente as condições edáficas para posterior inserção de árvores (Melloni et al., 2003; Silva et al., 2016; Józefowska et al., 2017; Rawlik et al., 2018).

A regeneração natural pode ser classificada como espontânea ou induzida. A espontânea ocorre quando há o abandono da área após a exploração mineral. Este método requer muitas

décadas para que haja o estabelecimento da vegetação, pois não há interferência antrópica para acelerar o reestabelecimento da flora (Holl and Aide, 2011). Em contrapartida, a regeneração natural induzida está relacionada a ação humana, como a transferência do *topsoil*, rico em sementes e outros propágulos que auxiliam no recobrimento do solo e tem sido utilizada frequentemente nos ecossistemas pós mineração (Koch and Samsa, 2007; Macdonald et al., 2015; Ferreira and Vieira, 2017; Dhar et al., 2019).

### 3.5. Técnicas utilizadas nos métodos de recuperação

Em cada método de recuperação, alguns tratamentos experimentais ou técnicas foram empregados (Table 2), como por exemplo, diferentes espécies florestais utilizadas para revegetação (Cleveland and Kjelgren, 1994; Melloni et al., 2003; Burney and Jacobs, 2018) e também para adubação verde (Longo et al., 2011; Scaffoni et al., 2015), espaçamentos distintos (Villa et al., 2016; Bouchard et al., 2018), substratos (Martínez-Ruiz and Marrs, 2007; Asensio et al., 2013; Yada et al., 2015) e semeadura de diferentes formas de vida vegetal em duas profundidades (Spargo and Doley, 2016).

Essas técnicas vêm sendo testadas em todo o mundo (Stanturf et al., 2014), objetivando contornar os principais problemas observados nas áreas de mina, como a escolha inadequada de espécies vegetais não adaptadas, causando elevada mortalidade; compactação demasiada do solo e exposição do mesmo a processos erosivos; deficiência nutricional das plantas e; retorno lento da fauna silvestre e biodiversidade outro existente.

**Tabela 2.** Número de artigos com diferentes técnicas ou tratamentos por método de recuperação de ecossistemas degradados pela mineração nas últimas três décadas (1990 a 2018).

Número de técnicas/ tratamentos	Número de artigos por métodos											
	PM	RN	Se	Hi	PM	PM	PM	RN	RN	PM+RN	PM+Se	
					+	+	+	+	+	+	+	
				RN	Se	Hi	Se	Hi	Se	Hi		
1	143	101	70	9	30	58	5	6	1	4	1	
2-3	39	3	17	0	9	12	2	3	1	3	0	
4-5	18	1	13	1	4	8	3	0	0	3	0	
6-7	9	1	4	0	8	4	0	0	0	0	0	
8-9	2	1	1	0	1	5	0	0	0	0	0	
≥ 10	4	0	3	0	0	2	0	0	0	1	0	

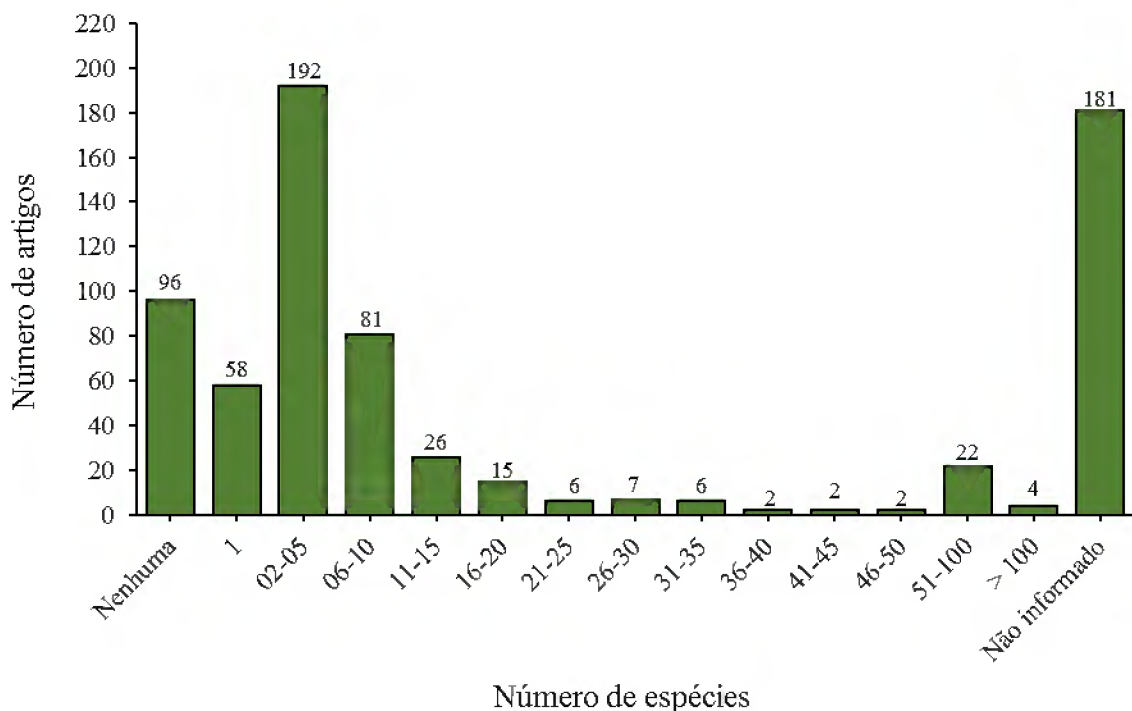


PM: Plantio de Mudas; RN: Regeneração Natural; Se: Semeadura direta; Hy: Hydrossemeadura.

Do total de artigos revistos, 61,1% relataram a utilização de apenas uma técnica para recuperação de ecossistemas degradados pela mineração. Isso demonstra que, provavelmente já se estabeleceu um protocolo de recuperação, a qual é considerada padrão de cada instituição ou ainda a pouca disponibilidade de recursos financeiros para pesquisas visando melhorias dos métodos. Apesar disso, ainda se percebe que no plantio de mudas e na semeadura houve o maior número de técnicas, chegando em 1,4% dos casos serem adotadas mais de dez técnicas (Table 2).

### 3.6. Número de espécies para revegetação e idade dos ecossistemas

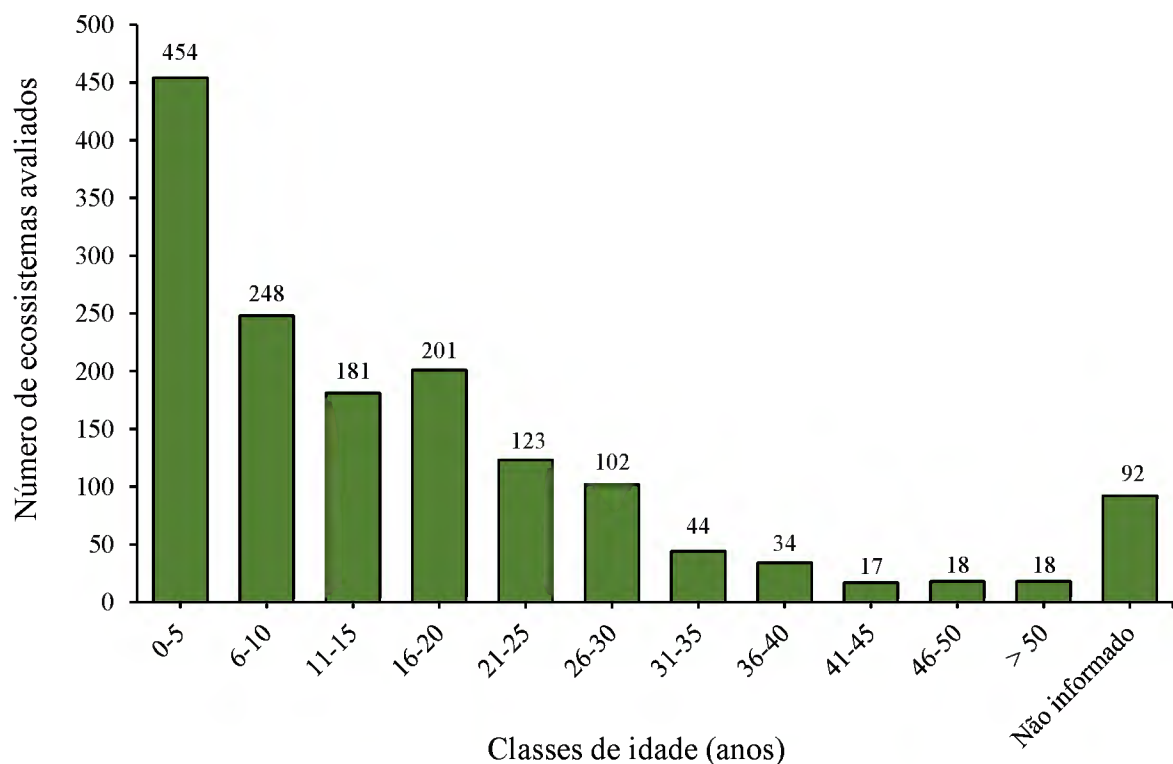
Estudos que apresentam nenhuma espécie são aqueles originados da própria regeneração natural espontânea ou induzida, onde não foram inseridas espécies vegetais (Figura 8). Um problema observado está em 25,9% dos artigos que não informam o quantitativo de espécies vegetais inseridas inicialmente. Nestes casos dado mais ênfase para o monitoramento do solo ou outros indicadores ecológicos do que para as espécies vegetais.



**Figura 8.** Número de publicações em relação ao número de espécies utilizadas inicialmente para revegetação dos ecossistemas degradados pela mineração no período 1990-2018 em nível global.

Na maioria dos ecossistemas estudados foram utilizadas duas a cinco espécies inicialmente para recuperação, sendo que, o número de artigos diminui consideravelmente a medida que aumenta o número de espécies (Figura 8). Se por um lado utilizar apenas uma espécie visando a restauração do ecossistema suscita dúvidas quanto ao futuro funcionamento dos serviços ecossistêmicos, por outro, não significa que utilizar um número elevado de espécies inicialmente irá garanti-los. Neste caso, os processos de sucessão seriam alterados, onde normalmente inicia-se naturalmente com um número pequeno de espécies adaptadas, com aumento da riqueza ao longo do tempo (Chazdon, 2014; Stanturf et al., 2014).

Houve uma diminuição do número de artigos relacionado à idade dos ecossistemas estudados, em que a maioria foi realizada nos 10 primeiros anos (Figura 9). Também foram encontrados estudos em ecossistemas com mais de 100 anos, provavelmente para efeito de comparação com sítios mais recentes, servindo como testemunha ou comparativo da provável trajetória a ser seguida de um projeto bem-sucedido.



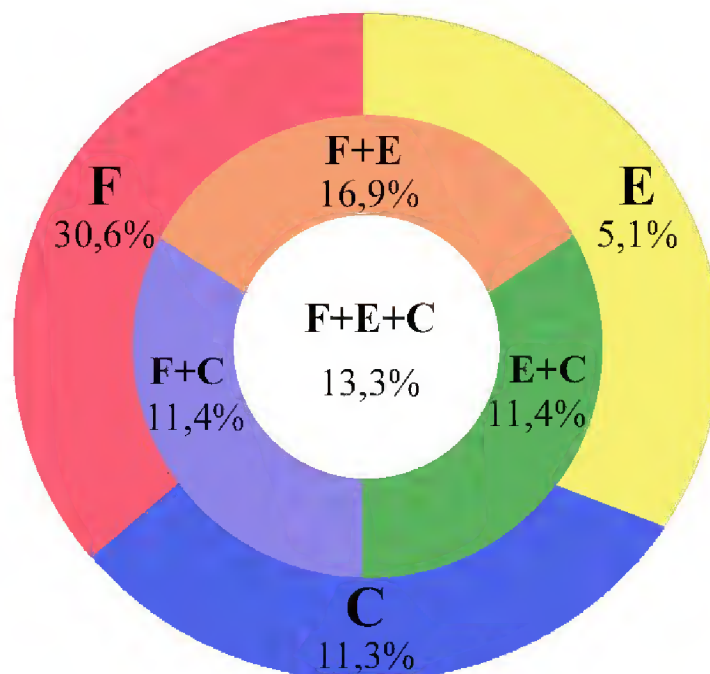
**Figura 9.** Idades dos ecossistemas recuperados e em processo de recuperação registrados nos artigos publicados no período 1990-2018 em nível global.

Os artigos em que os ecossistemas de estudo são mais antigos envolvem prioritariamente o monitoramento de indicadores e mais especificamente bioindicadores de recuperação, como

aves (Bulluck and Buehler, 2006; Kirby et al., 2009; Šálek, 2012), lepidópteros (Tropek et al., 2013; Cusser and Goodell, 2013), artrópodes (Heneberg and Řezáč, 2014; Tizado and Núñez-Pérez, 2016) e mamíferos (Nichols and Grant, 2007; Owusu et al., 2018). Nestes casos, a vegetação não é monitorada por já se encontrar parcialmente estabelecida, sendo necessário apenas possíveis ajustes nos métodos e implementação de tecnologias de avaliação durante o monitoramento. No entanto, a averiguação do retorno da fauna silvestre passa a ser a meta principal, especialmente as espécies raras, pois desempenham funções essenciais de dispersão de sementes, polinização e todo o processo de fluxo de energia ativada pela teia ecológica (Cristescu et al., 2012; Baur, 2014).

### 3.7. Classificação dos indicadores de recuperação

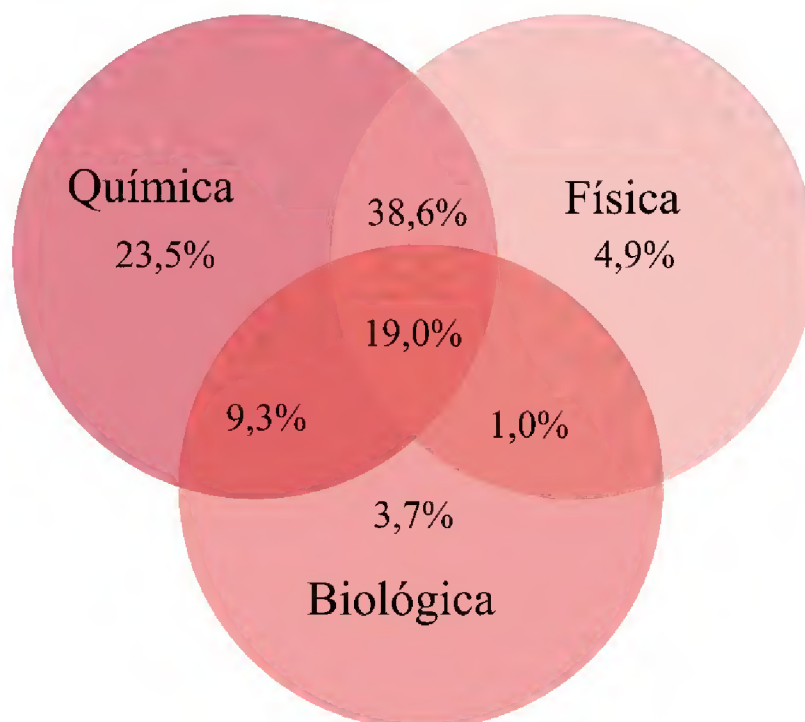
Dos indicadores avaliados, 72,2% são classificados como funcionais, sendo que, a maioria é exclusivamente funcional (Figura 10). A preferência pela avaliação desses indicadores demonstra uma nítida preocupação não mais apenas com os componentes e a estrutura física do ecossistema, mas principalmente com o seu funcionamento, com os serviços ecossistêmicos desempenhados, partindo da concepção de que é mais difícil reintegrar as funções do que a estrutura e composição de espécies (Hanberry et al., 2015; Ribeiro et al., 2018).



**Figura 10.** Classificação dos indicadores em estrutura, função e composição durante o monitoramento dos ecossistemas em processo de recuperação pela atividade minerária no período 1990-2018. F = Indicador de função; E = Indicador de estrutura e C = Indicador de composição.

Apesar do número de indicadores funcionais ser bem maior, os indicadores de composição e estrutura não são menos importantes e estão totalmente interligados aos indicadores de função. Isso ocorre porque a diversidade da flora e fauna, considerados indicadores de composição, irão propiciar um ecossistema mais equilibrado e com fluxo de energia constante por meio da dinâmica florestal e faunística (Aerts and Honnay, 2011). Esse equilíbrio irá depender do tempo e das espécies vegetais inseridas nos ecossistemas, as quais podem funcionar como catalisadoras da regeneração natural, estabelecendo estruturas verticais ou estratos (Stanturf et al., 2014).

Dos indicadores funcionais, verificou-se que 54,4% se referem diretamente aos atributos químicos, físicos e biológicos do solo (Figura 11), corroborando com os resultados de Gatica-Saavedra et al. (2017). Apesar disso, essa contribuição é ainda maior quando esses atributos são descritos no artigo como informações complementares (81,2%), ou seja, que dão sustentação a explicação aos resultados de outros indicadores ou ainda que foram utilizadas para caracterização dos ecossistemas.



**Figura 11.** Indicadores de função relacionados aos atributos químicos, físicos e biológicos dos solos reconstruídos ou *Technosols*, durante o monitoramento dos ecossistemas em processo de recuperação pela atividade minerária no período 1990-2018 em nível global.

Destaca-se que durante o processo de extração mineral o solo original foi completamente destruído e recuperá-lo parcial ou totalmente é um desafio que deve ser superado para que as plantas possam encontrar as mínimas condições para o seu estabelecimento e crescimento (Feng et al., 2019). Os solos reconstruídos em ecossistemas pós mineração recebem a denominação de *Technosols* ou *minesoil*, pois são criados com pedaços de rochas e outros detritos oriundos da própria atividade minerária (IUSS Working Group, 2006; Ahirwal and Maiti, 2018; Feng et al., 2019).

Para auxiliar na propagação de plântulas e estabelecimento vegetal em *Technosols*, tem-se usado o *topsoil*, como já mencionado neste artigo, que é uma alternativa promissora (Aradottir and Hagen, 2013). No entanto, ainda são necessárias medidas operacionais mais eficientes que possam melhorar e/ou poupar as características químicas e sobretudo microbiológicas desse material, como métodos de armazenamento, tempo de estocagem e espessura de retirada do *topsoil* do ecossistema (Macdonald et al., 2015).

Dos atributos dos *Technosols* de maneira geral, o menor número de trabalhos tem sido publicado com as propriedades biológicas, sendo incluído nesta categoria a macro, meso e microfauna (Figura 11). A fauna do solo é responsável, dentre outras funções, pela decomposição de matéria orgânica, transformando-a em húmus para que então seja absorvido pelos vegetais, esse processo é variável de acordo com vários fatores abióticos, como a temperatura, umidade do ar e a heterogeneidade espacial (Filser et al., 2016).

Os atributos do solo reconstruído devem ser avaliados conjuntamente para que se chegue a um indicador eficiente (como por exemplo: proporcione estabelecimento e crescimento vegetal), assim como o proposto por Domínguez-Haydar et al. (2019), os quais sugerem um interessante indicador geral da qualidade do *Technosols* (IGQT), baseado na combinação das propriedades físicas, químicas e biológicas.

### 3.8. Perspectivas e desafios dos métodos de recuperação e avaliação de indicadores

O plantio de mudas tem sido o método de recuperação mais comum usado em pesquisas focadas em áreas degradadas de minas nos últimos 28 anos, provavelmente devido ao seu alto nível de certeza de ter plantas no ecossistema e à tolerância a condições adversas encontradas após a mineração. O uso de mudas foi aplicado não apenas na área total, mas também em núcleos ou ilhas de vegetação, combinados com árvores colhidas através da supressão de vegetação em operação em outros setores de minas. O plantio de mudas após a propagação do *topsoil*

também pode ser realizado, o que tem sido fortemente apoiado pelas empresas de mineração devido ao seu baixo custo e às limitações para obter sementes para a semeadura.

Independentemente de ser o mais comum, o plantio de mudas não é um método universal de recuperação de áreas mineradas, uma vez que a escolha do método depende de vários fatores: (i) tamanho da área a ser recuperada e distância da vegetação remanescente; (ii) disponibilidade de recursos naturais e financeiros; (iii) capacidade operacional de reconformação topográfica e uso do *topsoil*; e (iv) disponibilidade de mão de obra qualificada. Portanto, o uso de vários métodos de recuperação pode ser recomendado. Isso poderia se tornar mais comum em um futuro próximo, onde métodos de “recuperação de precisão” seriam implantados em áreas degradadas divididas em parcelas menores, fornecendo o melhor tratamento para cada parcela.

Os Veículos Aéreos Não Tripulados (VANTs) são ferramentas em que o uso tem aumentado para o monitoramento aéreo da vegetação por meio de sensoriamento remoto. Embora em nossa pesquisa de 700 artigos científicos tenha amostrado apenas um estudo sobre o emprego de VANTs para monitorar áreas de mineração (Whiteside e Bartolo, 2018), muitos estudos usaram geotecnologias de maneira geral. Tais estudos usaram o Índice de Vegetação de Diferenças Normalizadas (NDVI), com imagens gratuitas (geralmente Landsat) e avaliações ao longo do tempo (análise multitemporal), que possuem uma área de cobertura relativamente grande e poucos detalhes das características secundárias (Fernández-Manso et al., 2012; Erener, 2011; Karan et al., 2016). No entanto, recentemente, sensores de alta precisão espacial foram acoplados aos VANTs para obter imagens multi-espectrais, onde é possível ver detalhes dos ecossistemas das áreas em recuperação (Moudry et al., 2019; Padró et al., 2019; Ren et al., 2019). Depois que os custos de aquisição de alguns sensores, como o LiDAR (Detecção e Variação da Luz), diminuírem, o número de fornecedores provavelmente aumentará. Assim, a compra desses equipamentos e seus sensores por empresas e agências de inspeção ambiental tende a aumentar e melhorar conseqüentemente a segurança do trabalho e diminuir os problemas ergonômicos, reduzindo custos e tempo para trabalhar em grandes áreas de mineração (Ren et al., 2019).

O estudo da fauna (incluindo a macro, meso e microfauna do solo) teve um aumento expressivo de 73,8% de 1990-2000 a 2001-2010 e de 26,1% de 2001-2010 a 2011-2018. Esses resultados evidenciam o interesse cada vez mais acentuado de pesquisadores com determinados grupos faunísticos, sobretudo os mais sensíveis a impactos intensos, como é o caso da mineração, pois quando essas espécies são endêmicas tornando-se ameaçadas de extinção em decorrência da perda de habitat (Dias et al., 2019).

#### 4. Considerações finais

Pela aplicação da análise bibliométrica, demonstrou-se que o número de artigos sobre recuperação de áreas degradadas pela mineração vem aumentando exponencialmente nos últimos 28 anos. Esses estudos foram registrados em ecossistemas distribuídos em todo o mundo, mas principalmente no Brasil, Austrália, EUA, China e Espanha, onde os principais recursos minerados são carvão e bauxita.

Os principais métodos de recuperação de áreas degradadas pela mineração foram plantio de mudas, semeadura direta, regeneração natural e hidrossemeadura. Esses métodos de recuperação apresentaram variações nas técnicas ou tratamentos geralmente destinados a promover maior eficiência e menor custo. Durante a fase inicial da recuperação do ecossistema, a maioria dos artigos demonstrou que são utilizadas inicialmente para revegetação de duas a cinco espécies, sendo que, a maior parte dos ecossistemas em recuperação tinham menos de 10 anos de idade. O número de espécies plantadas diminuiu nas últimas três décadas, sem uma clara tendência no tempo por país ou tipo de minério extraído.

Os indicadores funcionais foram os mais comuns durante o monitoramento da recuperação, contribuindo fortemente para isso as variáveis dos *Technosolos*, principalmente os atributos químicos. Com base na análise de 700 artigos, as perspectivas futuras incluem os métodos de recuperação de acordo com os recursos específicos de cada local e as condições financeiras das empresas de mineração. Recomendamos que pesquisas futuras sobre a construção de *Technosols* levem em consideração o uso correto de fertilizantes orgânicos e *topsoil* que podem ser gerenciados através de grandes máquinas. Assim, o uso de fertilizantes do solo e fertilizantes orgânicos pode ser uma prática mais eficiente e ambientalmente adotada pelas empresas de mineração. Sugerimos também trabalhos científicos sobre a recuperação por enriquecimento de ecossistemas e a inclusão de várias espécies de plantas ao longo do tempo de sucessão ecológica, de acordo com suas características ecológicas. Isso melhorará o desenvolvimento da fauna do solo e o retorno de espécies de animais nativas, uma vez que são elementos essenciais para a restauração ecológica.

Em relação ao monitoramento de ecossistemas, o uso de geotecnologias continuará aumentando, principalmente os UAVs para avaliar a cobertura da vegetação. Além disso, pesquisas com a fauna silvestre também tende a aumentar, seguindo a tendência observada nos últimos 28 anos.

## Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de bolsa de pós-graduação ao primeiro autor (doutorado). A Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) e ao Laboratório de Manejo de Bacias hidrográficas (LABECOS), pelo apoio à pesquisa científica.

## Referências

- ABAL, A.B. do A., 2017. Bauxita no Brasil: Mineração responsável e competitividade. [http://www.abal.org.br/downloads/ABAL\\_Relatorio\\_Bauxita\\_2017\\_1.pdf](http://www.abal.org.br/downloads/ABAL_Relatorio_Bauxita_2017_1.pdf) (Accessed 01 on August 2018).
- Aerts, R., Honnay, O., 2011. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC Ecol.*, 11, 1-29. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-11-29>.
- Ahirwal, J., Maiti, S.K., 2018. Development of Technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India. *Catena* 166, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.026>
- Aradottir, A.L., Hagen, D., 2013. Ecological Restoration. Approaches and Impacts on Vegetation, Soils and Society., *Advances in Agronomy*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407686-0.00003-8>.
- Asensio, V., Vega, F.A., Andrade, M.L., Covelo, E.F., 2013. Tree vegetation and waste amendments to improve the physical condition of copper mine soils. *Chemosphere* 90, 603–610. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.08.050>.
- Baur, B., 2014. Dispersal-limited species - A challenge for ecological restoration. *Basic Appl. Ecol.* 15, 559–564. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.06.004>.
- Bouchard, H., Guittonny, M., Brais, S., 2018. Early recruitment of boreal forest trees in hybrid poplar plantations of different densities on mine waste rock slopes. *For. Ecol. Manage.* 429, 520–533. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.003>.
- Brancalion, P.H.S., Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., 2015. Restauração florestal.
- Bulluck, L.P., Buehler, D.A., 2006. Avian use of early successional habitats: Are regenerating forests, utility right-of-ways and reclaimed surface mines the same? *For. Ecol. Manage.* 236, 76–84. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.337>.
- Bulot, A., Potard, K., Bureau, F., Bérard, A., Dutoit, T., 2017. Ecological restoration by soil transfer: impacts on restored soil profiles and topsoil functions. *Restor. Ecol.* 25, 354–366. <https://doi.org/10.1111/rec.12424>.
- Burney, O.T., Jacobs, D.F., 2018. Species selection – A fundamental silvicultural tool to



- promote forest regeneration under high animal browsing pressure. *For. Ecol. Manage.* 408, 67–74. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.037>.
- Chazdon, R.L., 2014. Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation.
- Cleveland, B., Kjelgren, R., 1994. Establishment of six tree species on deep-tilled minesoil during reclamation. *For. Ecol. Manage.* 68, 273–280. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)90051-5](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)90051-5).
- Cristescu, R.H., Frère, C., Banks, P.B., 2012. A review of fauna in mine rehabilitation in Australia: Current state and future directions. *Biol. Conserv.* 149, 60–72. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.003>.
- Cusser, S., Goodell, K., 2013. Diversity and distribution of floral resources influence the restoration of plant-pollinator networks on a reclaimed strip mine. *Restor. Ecol.* 21, 713–721. <https://doi.org/10.1111/rec.12003>.
- Dale, V.H., Beyeler, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indic.* 1, 3–10. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6).
- Dhar, A., Comeau, P.G., Vassov, R., 2019. Effects of cover soil stockpiling on plant community development following reclamation of oil sands sites in Alberta. *Restor. Ecol.* 27, 352–360. <https://doi.org/10.1111/rec.12858>.
- Dias, A.M. da S., Fonseca, A., Paglia, A.P., 2019. Technical quality of fauna monitoring programs in the environmental impact assessments of large mining projects in southeastern Brazil. *Sci. Total Environ.* 650, 216–223. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.425>.
- Domínguez-Haydar, Y., Velásquez, E., Carmona, J., Lavelle, P., Chavez, L.F., Jiménez, J.J., 2019. Evaluation of reclamation success in an open-pit coal mine using integrated soil physical, chemical and biological quality indicators. *Ecol. Indic.* 103, 182–193. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.015>.
- Elzenga, J.T.M., Bekker, R.M., Pritchard, H.W., 2019. Maximising the use of native seeds in restoration projects. *Plant Biol.* 21, 377–379. <https://doi.org/10.1111/plb.12984>.
- Erener, A., 2011. Remote sensing of vegetation health for reclaimed areas of Seyitömer open cast coal mine. *Int. J. Coal Geol.* 86, 20–26. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2010.12.009>.
- Evans, D.M., Zipper, C.E., Hester, E.T., Schoenholtz, S.H., 2015. Hydrologic Effects of Surface Coal Mining in Appalachia (U.S.). *J. Am. Water Resour. Assoc.* 51, 1436–1452. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12322>.
- Feng, Y., Wang, J., Bai, Z., Reading, L., 2019. Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties: A review. *Earth-Science Rev.* 191, 12–25. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.02.015>.
- Ferreira, M.C., Vieira, D.L.M., 2017. Topsoil for restoration: Resprouting of root fragments and germination of pioneers trigger tropical dry forest regeneration. *Ecol. Eng.* 103, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.03.006>.

- Filser, J., Faber, J.H., Tiunov, A. V., Brussaard, L., Frouz, J., De Deyn, G., Uvarov, A. V., Berg, M.P., Lavelle, P., Loreau, M., Wall, D.H., Querner, P., Eijsackers, H., Jiménez, J.J., 2016. Soil fauna: Key to new carbon models. *Soil* 2, 565–582. <https://doi.org/10.5194/soil-2-565-2016>.
- Fowler, W.M., Fontaine, J.B., Enright, N.J., Veber, W.P., 2015. Evaluating restoration potential of transferred topsoil. *Appl. Veg. Sci.* 18, 379–390. <https://doi.org/10.1111/avsc.12162>.
- Gatica-Saavedra, P., Echeverría, C., Nelson, C.R., 2017. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. *Restor. Ecol.* 25, 850–857. <https://doi.org/10.1111/rec.12586>.
- Guan, Y., Kang, R., Liu, J., 2019. Evolution of the field of ecological restoration over the last three decades: a bibliometric analysis. *Restor. Ecol.* 27, 647–660. <https://doi.org/10.1111/rec.12899>.
- Hanberry, B.B., Noss, R.F., Safford, H.D., Allison, S.K., Dey, D.C., 2015. Restoration Is Preparation for the Future. *J. For.* 113, 425–429. <https://doi.org/10.5849/jof.15-014>.
- Heneberg, P., Řezáč, M., 2014. Dry sandpits and gravel-sandpits serve as key refuges for endangered epigeic spiders (Araneae) and harvestmen (Opiliones) of Central European steppes aeolian sands. *Ecol. Eng.* 73, 659–670. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.101>.
- Holl, K.D., Aide, T.M., 2011. When and where to actively restore ecosystems? *For. Ecol. Manage.* 261, 1558–1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>.
- IEA (International Energy Agency), 2018. Market Report Series: Coal 2018 - Analysis and Forecasts to 2023 ([www.iea.org](http://www.iea.org) [accessed on 31 July 2019]).
- IUSS Working Group, 2006. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports, 103rd ed. Rome, Italy.
- Jaunatre, R., Buisson, E., Dutoit, T., 2014. Topsoil removal improves various restoration treatments of a Mediterranean steppe (La Crau, southeast France). *Appl. Veg. Sci.* 17, 236–245. <https://doi.org/10.1111/avsc.12063>.
- Jin, D., Bian, Z.F., 2013. Quantifying the emission's impact of coal mining activities on the environment and human health in process. *J. Coal Sci. Eng.* 19, 421–426. <https://doi.org/10.1007/s12404-013-0326-x>.
- Józefowska, A., Pietrzykowski, M., Woś, B., Cajthaml, T., Frouz, J., 2017. The effects of tree species and substrate on carbon sequestration and chemical and biological properties in reforested post-mining soils. *Geoderma* 292, 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.008>.
- Karan, S.K., Samadder, S.R., Maiti, S.K., 2016. Assessment of the capability of remote sensing and GIS techniques for monitoring reclamation success in coal mine degraded lands. *J. Environ. Manage.* 182, 272–283. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.070>.
- Kirby, D., Nilson, D., Krabbenhoft, K., 2009. Breeding bird selection of restored and native

- wooded draws in North Dakota. *Rangelands* 31, 9–15. <https://doi.org/10.2111/1551-501X-31.6.9>.
- Koch, J.M., Samsa, G.P., 2007. Restoring jarrah forest trees after bauxite mining in Western Australia. *Restor. Ecol.* 15, 26–39. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00289.x>.
- Kumar, S., Singh, A.K., Ghosh, P., 2018. Distribution of soil organic carbon and glomalin related soil protein in reclaimed coal mine-land chronosequence under tropical condition. *Sci. Total Environ.* 625, 1341–1350. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.061>.
- Li, S., Bi, Y.L., Kong, W., Yu, H., Lang, Q., Miao, Y., 2015. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on ecological restoration in coal mining areas. *Russ. J. Ecol.* 46, 431–437. <https://doi.org/10.1134/S1067413615050173>.
- Lima, A.T., Mitchell, K., O'Connell, D.W., Verhoeven, J., Van Cappellen, P., 2016. The legacy of surface mining: Remediation, restoration, reclamation and rehabilitation. *Environ. Sci. Policy* 66, 227–233. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.07.011>.
- Longo, R.M., Ribeiro, A.Í., de Melo, W.J., 2011. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. *Bragantia* 70, 139–146. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052011000100020>.
- López-Barrera, F., Martínez-Garza, C., Ceccon, E., 2017. Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas. *Rev. Mex. Biodivers.* 88, 97–112. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.001>.
- Macdonald, S.E., Landhäusser, S.M., Skousen, J., Franklin, J., Frouz, J., Hall, S., Jacobs, D.F., Quideau, S., 2015. Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. *New For.* 46, 703–732. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9506-4>.
- Martínez-Ruiz, C., Marrs, R.H., 2007. Some factors affecting successional change on uranium mine wastes: Insights for ecological restoration. *Appl. Veg. Sci.* 10, 333–342. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2007.tb00432.x>.
- Martins, W.B.R., Do Vale, R.L., Ferreira, G.C., De Andrade, V.M.S., Dionísio, L.F.S., Rodrigues, R.P., De Assis Oliveira, F., De Souza, G.M.P., 2018. Litterfall, litter stock and water holding capacity in post-mining forest restoration ecosystems, Eastern Amazon. *Rev. Bras. Ciências Agrar.* 13, 1–9. <https://doi.org/10.5039/agraria.v13i3a5546>.
- Melloni, R., Siqueira, J.O., De Souza Moreira, F.M., 2003. Arbuscular mycorrhizal fungi in soils of bauxite mining area under rehabilitation. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 38, 267–276. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2003000200014>.
- Meyer, F.M., 2004. Availability of bauxite reserves. *Nat. Resour. Res.* 13, 161–172. <https://doi.org/10.1023/B:NARR.0000046918.50121.2e>.
- Monsels, D.A., Van Bergen, M.J., 2019. Bauxite formation on Tertiary sediments in the coastal plain of Suriname. *J. South Am. Earth Sci.* 89, 275–298. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2018.10.010>.
- Moreira da Silva, A.P., Schweizer, D., Rodrigues Marques, H., Cordeiro Teixeira, A.M.,

- Nascente dos Santos, T.V.M., Sambuichi, R.H.R., Badari, C.G., Gaudare, U., Brancalion, P.H.S., 2017. Can current native tree seedling production and infrastructure meet an increasing forest restoration demand in Brazil? *Restor. Ecol.* 25, 509–515. <https://doi.org/10.1111/rec.12470>.
- Moudrý, V., Gdulová, K., Fogl, M., Klápště, P., Urban, R., Komárek, J., Moudrá, L., Štroner, M., Barták, V., Solský, M., 2019. Comparison of leaf-off and leaf-on combined UAV imagery and airborne LiDAR for assessment of a post-mining site terrain and vegetation structure: Prospects for monitoring hazards and restoration success. *Appl. Geogr.* 104, 32–41. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.02.002>.
- Nichols, O.G., Grant, C.D., 2007. Vertebrate fauna recolonization of restored bauxite mines - Key findings from almost 30 years of monitoring and research. *Restor. Ecol.* 15, 116–126. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00299.x>.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conserv. Biol.* 4, 356–364. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>.
- Oliveira, R.E., Engel, V.L., 2011. A restauração ecológica em destaque: Um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. *Oecologia Aust.* 15, 303–315. <https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1502.08>.
- Owusu, E.H., Ofori, B.Y., Attuquayefio, D.K., 2018. The secondary impact of mining on primates and other medium to large mammals in forest reserves in southwestern Ghana. *Extr. Ind. Soc.* 5, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2017.11.007>.
- Padró, J.C., Carabassa, V., Balagué, J., Brotons, L., Alcañiz, J.M., Pons, X., 2019. Monitoring opencast mine restorations using Unmanned Aerial System (UAS) imagery. *Sci. Total Environ.* 657, 1602–1614. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.156>.
- Parrotta, J.A., Knowles, O.H., 2001. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. *Ecol. Eng.* 17, 219–239. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00141-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00141-5).
- Prado, I.G. de O., da Silva, M. de C.S., Prado, D.G. de O., Kemmelmeier, K., Pedrosa, B.G., Silva, C.C. da, Kasuya, M.C.M., 2019. Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil. *Appl. Soil Ecol.* 141, 84–95. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.05.008>.
- R Development Core Team, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing; R Foundation for Statistical Computing: Available online: <http://www.R-project.org> (accessed on 13 October 2019).
- Ranjan, R., 2019. Assessing the impact of mining on deforestation in India. *Resour. Policy* 60, 23–35. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2018.11.022>.
- Rawlik, M., Kasprowicz, M., Jagodziński, A.M., Kaźmierowski, C., Łukowiak, R., Grzebisz, W., 2018. Canopy tree species determine herb layer biomass and species composition on a reclaimed mine spoil heap. *Sci. Total Environ.* 635, 1205–1214.

- <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.133>.
- Ren, H., Zhao, Y., Xiao, W., Hu, Z., 2019. A review of UAV monitoring in mining areas: current status and future perspectives. *Int. J. Coal Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1007/s40789-019-00264-5>.
- Ribeiro, R.A., Giannini, T.C., Gastauer, M., Awade, M., Siqueira, J.O., 2018. Topsoil application during the rehabilitation of a manganese tailing dam increases plant taxonomic, phylogenetic and functional diversity. *J. Environ. Manage.* 227, 386–394. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.060>.
- Romanelli, J.P., Fujimoto, J.T., Ferreira, M.D., Milanez, D.H., 2018. Assessing ecological restoration as a research topic using bibliometric indicators. *Ecol. Eng.* 120, 311–320. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.06.015>.
- Ruiz-Jaén, M.C., Aide, T.M., 2005. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *For. Ecol. Manage.* 218, 159–173. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.07.008>.
- Šálek, M., 2012. Spontaneous succession on opencast mining sites: Implications for bird biodiversity. *J. Appl. Ecol.* 49, 1417–1425. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02215.x>.
- Sbaffoni, S., Boni, M.R., Vaccari, M., 2015. Potential of compost mixed with tuff and pozzolana in site restoration. *Waste Manag.* 39, 146–157. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.039>.
- Schmidt, I.B., de Urzedo, D.I., Piña-Rodrigues, F.C.M., Vieira, D.L.M., de Rezende, G.M., Sampaio, A.B., Junqueira, R.G.P., 2019. Community-based native seed production for restoration in Brazil – the role of science and policy. *Plant Biol.* 21, 389–397. <https://doi.org/10.1111/plb.12842>.
- Shuab, R., Lone, R., Ahmad, J., Reshi, Z.A., 2018. Arbuscular mycorrhizal fungi: A potential tool for restoration of degraded land. *Mycorrhiza - Nutr. Uptake, Biocontrol, Ecorestoration Fourth Ed.* 415–434. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-68867-1\\_22](https://doi.org/10.1007/978-3-319-68867-1_22).
- Siddig, A.A.H., Ellison, A.M., Ochs, A., Villar-Leeman, C., Lau, M.K., 2016. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecol. Indic.* 60, 223–230. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.036>.
- Silva, K. de A., Martins, S.V., Neto, A.M., Demolinari, R. de A., Lopes, A.T., 2016. Restauração florestal de uma mina de bauxita: Avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. *Floresta e Ambient.* 23, 309–319. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.142515>.
- Spargo, A., Doley, D., 2016. Selective coal mine overburden treatment with topsoil and compost to optimise pasture or native vegetation establishment. *J. Environ. Manage.* 182, 342–350. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.095>.
- Stanturf, J.A., Palik, B.J., Dumroese, R.K., 2014. Contemporary forest restoration: A review

- emphasizing function. *For. Ecol. Manage.* 331, 292–323. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.029>.
- Surber, S.J., Simonton, D.S., 2017. Disparate impacts of coal mining and reclamation concerns for West Virginia and central Appalachia. *Resour. Policy* 54, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.08.004>.
- Taddeo, S., Dronova, I., 2018. Indicators of vegetation development in restored wetlands. *Ecol. Indic.* 94, 454–467. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.010>.
- Tizado, E.J., Núñez-Pérez, E., 2016. Terrestrial Arthropods in the Initial Restoration Stages of Anthracite Coal Mine Spoil Heaps in Northwestern Spain: Potential Usefulness of Higher Taxa as Restoration Indicators. *L. Degrad. Dev.* 27, 1131–1140. <https://doi.org/10.1002/ldr.2280>.
- Tropek, R., Hejda, M., Kadlec, T., Spitzer, L., 2013. Local and landscape factors affecting communities of plants and diurnal Lepidoptera in black coal spoil heaps: Implications for restoration management. *Ecol. Eng.* 57, 252–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.024>.
- Venkateswarlu, K., Nirola, R., Kuppasamy, S., Thavamani, P., Naidu, R., Megharaj, M., 2016. Abandoned metalliferous mines: ecological impacts and potential approaches for reclamation. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 15, 327–354. <https://doi.org/10.1007/s11157-016-9398-6>.
- Villa, E.B., Pereira, M.G., Alonso, J.M., Beutler, S.J., dos Santos Leles, P.S., 2016. Aporte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos de plantio. *Floresta e Ambient.* 23, 90–99. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.067513>.
- Villacís, J., Armas, C., Hang, S., Casanoves, F., 2016. Selection of Adequate Species for Degraded Areas by Oil-Exploitation Industry as a Key Factor for Recovery Forest in the Ecuadorian Amazon. *L. Degrad. Dev.* 27, 1771–1780. <https://doi.org/10.1002/ldr.2511>.
- Wortley, L., Hero, J.M., Howes, M., 2013. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restor. Ecol.* 21, 537–543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>.
- Yada, M.M., Mingotte, F.L.C., De Melo, W.J., De Melo, G.P., De Melo, V.P., Longo, R.M., Ribeiro, A.Í., 2015. Atributos químicos e bioquímicos em solos degradados por mineração de estanho e em fase de recuperação em ecossistema Amazônico. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* 39, 714–724. <https://doi.org/10.1590/01000683rbcsc20140499>.
- Yang, Y., Erskine, P.D., Lechner, A.M., Mulligan, D., Zhang, S., Wang, Z., 2018. Detecting the dynamics of vegetation disturbance and recovery in surface mining area via Landsat imagery and LandTrendr algorithm. *J. Clean. Prod.* 178, 353–362. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.050>.

## Capítulo II

(Artigo a ser submetido *Environmental Science and Pollution Research*)

### **Mineração no estado do Pará: impactos, importância, métodos de recuperação de ecossistemas degradados e principais indicadores ecológicos**

#### **Resumo**

O objetivo deste trabalho foi demonstrar a importância da mineração para o estado do Pará e descrever os métodos usuais de restauração dos ecossistemas florestais, enfatizando as principais lacunas e possíveis soluções, mencionando as perspectivas da restauração em ecossistemas minerados. A mineração é a principal atividade econômica do Pará, gerando inúmeros empregos para região. Entretanto, não se percebe melhorias de infraestrutura e desenvolvimento social dos municípios onde as empresas atuam. Associado a isso, há normas legais que visam minimizar os impactos ambientais negativos. Neste sentido, os métodos utilizados para restauração florestal são: plantio de mudas, indução da regeneração, hidrossemeadura e a nucleação, sendo que, a escolha de um deles dependente de fatores abióticos e bióticos. Algumas lacunas foram abordadas para que a restauração seja bem-sucedida, destacam-se: a) questões edáficas<sup>1</sup>; b) carência de sementes e mudas<sup>2</sup>; c) escolha inadequada de espécies vegetais<sup>3</sup>; d) erros de implantação e distribuição de espécies no sítio<sup>4</sup>; e) ausência de monitoramento e<sup>5</sup>; f) a falta de profissionais qualificações<sup>6</sup>. As soluções descritas foram respectivamente: 1) a escarificação do *Technosol*, o manejo adequado do *topsoil* e a abertura de covas profundas para o plantio; 2) parcerias entre comunidades tradicionais circunvizinhas e o setor empresarial mineral, para produção de sementes e mudas; 3) seleção de espécies nativas adaptadas as condições edafoclimáticas; 4) plantio no período chuvoso com distribuição das espécies de acordo com as suas características ecológicas; 5) avaliação de indicadores eficazes; 6) criação de cursos de qualificação e incentivos a experiências práticas. As perspectivas são de que na restauração pós mineração sejam utilizados frequentemente os VANTs; a utilização de resíduos orgânicos; o manejo adequado do *topsoil*; a participação mais incisiva de comunidades tradicionais; a seleção de espécies-chave para o plantio, com o uso de fungos micorrízicos arbusculares e o estabelecimento de uma lista de indicadores com valores de referência.

Palavras-chave: Importância mineral; áreas mineradas; ecossistemas degradados; restauração florestal; indicadores ecológicos.

## **Mining in the state of Pará: impacts, importance, methods of recovering degraded ecosystems and main ecological indicators**

### **Abstract**

The objective of this work was to demonstrate the importance of mining for the state of Pará and to describe the usual methods of forest restoration, emphasizing the main gaps and possible solutions, also mentioning the prospects for restoration in mined ecosystems. Mining is the main economic activity in Pará, generating numerous jobs for the region. However, there are no improvements in infrastructure and social development in the municipalities where the companies operate. Associated with this, there are legal rules that aim to minimize negative environmental impacts. In this sense, the methods used for forest restoration are: planting seedlings, inducing regeneration, hydrosowing and nucleation, the choice of which depends on abiotic and biotic factors. Some gaps have been addressed for the restoration to be successful, namely: a) edaphic issues<sup>1</sup>; b) shortage of seeds and seedlings<sup>2</sup>; c) inadequate choice of plant species<sup>3</sup>; d) errors of implantation and distribution of species at the site<sup>4</sup>; e) absence of monitoring and<sup>5</sup>; f) the lack of professional qualifications<sup>6</sup>. The solutions described were, respectively: 1) scarification of Technosol, proper handling of the topsoil and the opening of deep pits for planting; 2) partnerships between surrounding traditional communities and the mineral business sector, for the production of seeds and seedlings; 3) selection of native species adapted to edaphoclimatic conditions; 4) planting in the rainy season with distribution of species according to their ecological characteristics; 5) evaluation of effective indicators; 6) creation of qualification courses and incentives for practical experiences. The prospects are that in the post-mining restoration, UAVs are frequently used; the use of organic waste; the proper management of topsoil; the more incisive participation of traditional communities; the selection of key species for planting, using arbuscular mycorrhizal fungi and the establishment of a list of indicators with reference values.

**Keywords:** Mineral importance; mined areas; degraded ecosystems; forest restoration; ecological indicators.



## 1. Introdução

O estado do Pará detém elevada abundância e diversidade de recursos naturais, destacando-se os pescados, os recursos florestais madeireiros e não-madeireiros e os minerais metálicos e não metálicos. A exploração dos recursos minerais metálicos são os que mais contribuem economicamente para o desenvolvimento estadual por meio do recebimento de *royalties* (ANM, 2019a) e com perspectivas de aumento em decorrência da plena expansão atual da atividade mineral (IBGE, 2017). Apesar da riqueza natural, esses recursos financeiros não são aplicados devidamente em melhorias da população regional (IORIO & MONNI, 2020), resultado de interesses políticos divergentes (BARROS, 2013).

Diferente dos recursos florestais, os minerais são não renováveis e o seu processo de extração do subsolo ocasiona impactos ambientais negativos que devem ser mitigados, por meio de práticas como a reconstrução do solo (*Anthroposols* ou *Technosols*), a restauração florestal e conseqüentemente, o retorno faunístico (MACDONALD et al., 2015). A restauração ecológica tem sido a prática de propiciar as condições necessárias para que o ecossistema degradado seja restaurado e reestabeleça os seus processos ecológicos (SER, 2004). Para que isso ocorra, recursos financeiros devem ser destinados eficientemente pelas empresas que exercem a atividade. No entanto, de maneira geral, a restauração é realizada apenas para o cumprimento legal, com a minimização de recursos monetários e poucas exigências legais claras por parte dos órgãos de fiscalização sobre os métodos e técnicas de restauração e de monitoramento periódico.

A escolha dos métodos de restauração e monitoramento de desempenho depende de alguns fatores intrínsecos à atividade. Entre os fatores intrínsecos estão o tipo de mina a céu aberto (bancadas - *open pit mining*, faixas - *strip mining* e pedreiras - *quarry mining*), e entre os externos, estão os recursos monetários disponíveis, proximidade dos remanescentes florestais adjacentes em bom estado de conservação e mão de obra técnica qualificada para executar as operações de restauração.

Neste sentido, a restauração ecológica caracterizada por ser multidisciplinar, envolvendo conhecimento de edafologia, ecologia, botânica, silvicultura, socioeconomia e muitas outras linhas multidisciplinares (SANSEVERO et al., 2018; MELI et al. 2019). Isso faz com que, o número de profissionais qualificados seja limitado ou que atue em apenas um desses ramos supracitados. Essa demanda é uma preocupação frente ao objetivo do Brasil em restaurar mais de 4,8 milhões de hectares na Amazônia até 2030, sendo o Pará o estado em maior evidência (BRASIL, 2017a).

Diante deste contexto, tem-se a seguinte questão científica: qual a importância econômica e os principais métodos e indicadores de restauração florestal, que devem ser utilizados em ecossistemas pós mineração no estado do Pará? Para essa questão, a nossa hipótese é de que a mineração contribui significativamente para economia do estado e existem métodos eficientes para restauração florestal, com o uso de indicadores que demonstrem eficazmente a trajetória ecossistema. Para isso, o objetivo deste trabalho foi demonstrar os impactos e a importância da mineração para o estado do Pará, descrever os principais métodos e indicadores de restauração, destacar as principais barreiras enfrentadas durante o processo de revegetação com as possíveis soluções e mencionar perspectivas em relação à restauração de áreas degradadas por mineração.

## **2. Desenvolvimento**

### **2.1. Mineração: impactos e importância econômica para o estado do Pará**

A mineração, assim como a extração madeireira de florestas nativas, a agricultura e a pecuária extensiva são atividades de potencial impacto ambiental negativo na Amazônia. No Pará, por exemplo, a atividade minerária ganhou maior destaque a partir da década de 1960, após reformas na legislação federal, permitindo a abertura ao capital estrangeiro e, consequentemente, incentivando a prática da atividade (LIMA; SILVA, 2016). Atualmente a mineração ainda se destaca no Pará, sendo atribuídas 16.891 concessões de lavra entre os anos de 2010 (ANM, 2019b). No ano de 2018, foram emitidos 9.282 alvarás de pesquisa; 346 concessões de lavra, sendo 200 outorgadas pelo Departamento Nacional de Produção Mineral – DNPM (atualmente substituído pela ANM) e 146 pela Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral vinculado ao Ministério de Minas e Energia - SGM/MME; 1.013 registros de licença; 383 registros de extração; e 216 permissões de lavra garimpeira, totalizando, assim, 11.240 novos títulos minerários (ANM, 2019b).

Neste cenário, apesar do impacto econômico positivo, percebe-se a necessidade em estabelecer ações sustentáveis e minimizadoras, além de buscar estratégias de restauração ecológica, visto que, a atividade minerária como um todo, ocasiona intensos impactos ambientais, tais como a retirada da vegetação natural e a desestruturação das camadas superficiais e subsuperficiais do solo, causando, assim, o afugentamento da fauna silvestre, a poluição dos cursos d' água e as possíveis alterações macro e microclimáticas (BARROS et al., 2012; MACHADO et al., 2013; MACDONALD et al., 2015; CORDANI & JULIANI, 2019).

Apesar disso, no Brasil, particularmente na Amazônia, a mineração é classificada basicamente em duas modalidades: 1) a mineração puramente extrativista e, 2) a mineração industrial. A mineração extrativista, também denominada “garimpo”, é normalmente realizada em ecossistemas florestais localizados às margens dos cursos d’água. Parte desses garimpos não são licenciados, causando danos em maiores proporções, tanto no aspecto ambiental quanto social e cultural.

Quanto ao aspecto ambiental, os danos são causados em virtude do não atendimento às exigências de extração e mitigação de impactos descritos na legislação, o que provoca a poluição constante dos rios e seus afluentes, devido ao despejo de metais pesados (INESC, 2015). Em relação ao social e cultural, os impactos ocorrem em função da utilização de mão de obra sem registro trabalhista, em condições precárias e com pouca ou nenhuma arrecadação de impostos pelo Estado (LIMA; SILVA, 2016), bem como conflitos com comunidades tradicionais. Por outro lado, há a mineração industrial, com a presença de grandes empresas que operam com base em vários anos de pesquisa mineral e em conformidade com a legislação ambiental vigente, as quais obrigam, dentre outros pré-requisitos, a restauração ecológica das áreas degradadas pela atividade (CORDAN & JULIAN, 2019). Além disso, é a mineração industrial que tem contribuído significativamente para o crescimento na economia do país, devido à geração de empregos diretos e indiretos, somando-se a arrecadação de impostos nos municípios em que atuam.

O Brasil é um dos maiores detentores e exportadores de recursos minerais do mundo, com destaque para os seguintes elementos químicos e minerais: Nióbio, Ferro, Bauxita, Caulim, Cobre, Estanho, Níquel, Manganês, Cromo e Ouro (IBRAM, 2018). A produção mineral industrial contribuiu com 1,4% do Produto Interno Bruto (PIB) do país em 2018, gerando mais de 2,1 milhões de empregos formais (IBRAM, 2019). Neste cenário, o estado do Pará e Minas Gerais são os maiores arrecadadores de recursos com a Compensação Financeira pela Exploração de Recursos Minerais (CFEM), valores aproximados de 1,29 e 1,31 bilhões de reais em 2018, respectivamente (Figura 1), porém tendências demonstram que o estado do Pará será o estado brasileiro com maior contribuição (ANM, 2019a).



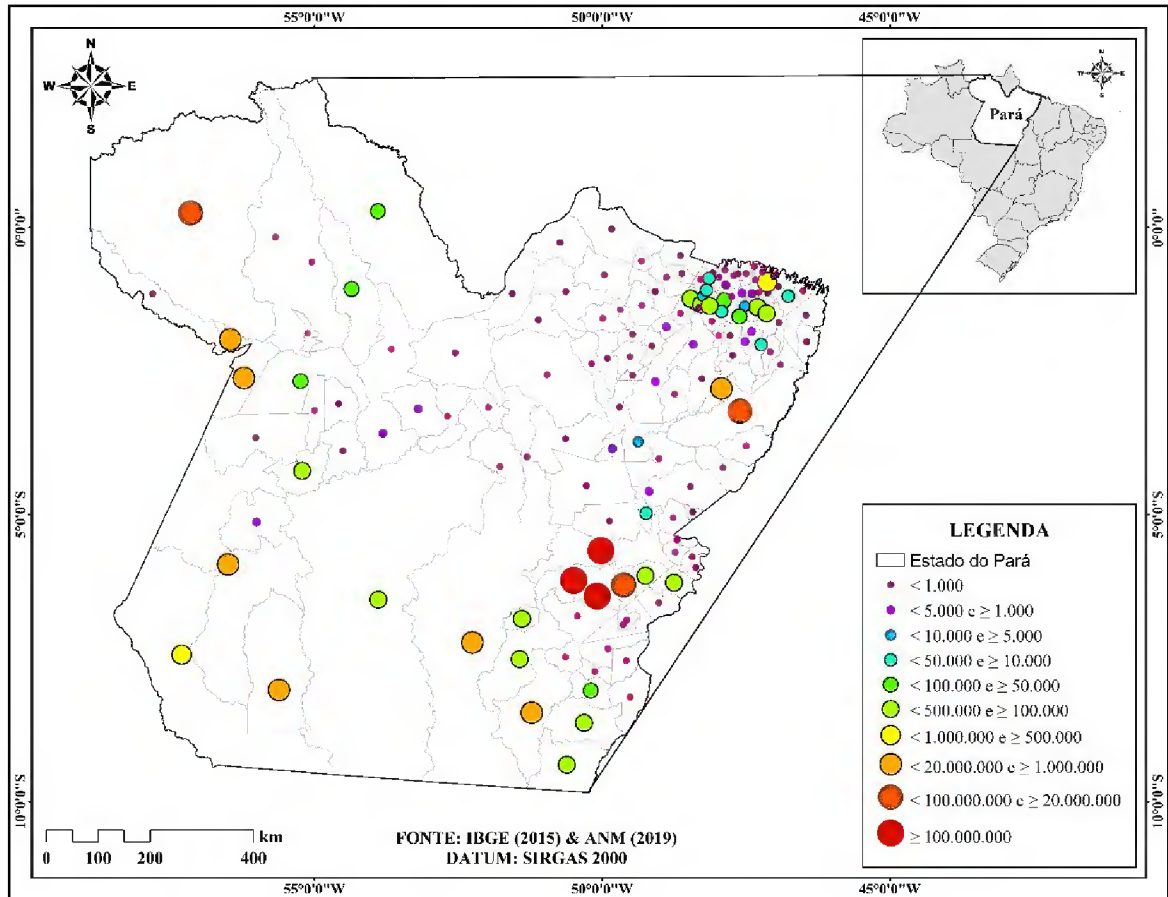
**Figura 1.** Arrecadação da taxa Compensação Financeira pela Exploração de Recursos Minerais (CFEM) distribuída por região brasileira e por estado durante o ano de 2018.

**Fonte:** Agência Nacional de Mineração (ANM, 2019a).

O valor total arrecadado com a taxa CFEM é distribuída para as seguintes entidades, segundo a Lei 13.540 de 2017 (BRASIL, 2017b): Entidade reguladora do setor mineral, atualmente a ANM (7,0%), Fundo Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - FNDCT (1,0%), Centro de Tecnologia Mineral - CETEM (1,8%), Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Renováveis - IBAMA (0,2%), estado onde ocorre a exploração (15,0%), município onde ocorre a exploração (60,0%) e, municípios afetados indiretamente pela exploração propriamente dita, mas que são cortados pela infraestrutura de transporte ou apresentam portos de embarque e desembarque mineral ou ainda abrigam barragens de contenção, pilhas de estéril e instalações de beneficiamento (15,0%).

Do percentual destinado exclusivamente aos municípios, o valor deve ser investido em melhorias para população local, dentre elas, a educação, a segurança pública, a saúde, o esporte, o lazer e no meio ambiente. No Pará, dos 144 municípios existentes atualmente, 60 atuam na extração mineral formal em seu território (Figura 2), destacando-se Parauapebas, Canaã dos

Carajás e Marabá, sendo os três municípios que mais movimentaram recursos financeiros em operações do Brasil (ANM, 2019a).



**Figura 12.** Municípios do estado do Pará que receberam recursos financeiros pela Compensação Financeira pela Exploração de Recursos Minerais (CFEM) em 2018.

**Fonte:** Agência Nacional de Mineração (ANM, 2019a).

As perspectivas são de que a mineração aumente consideravelmente nas próximas décadas no estado do Pará. Apesar disso, não significa que os municípios e a região como um todo irá se beneficiar com a obtenção de infraestruturas e desenvolvimento social, pois os problemas estão relacionados aos interesses políticos divergentes, com concessões ao setor empresarial, como os incentivos fiscais, e barateamento do consumo de energia elétrica, além do baixo percentual da alíquota cobrada pela extração mineral em relação aos lucros do setor privado com os minerais (MONTEIRO, 2005; IORIO & MONNI, 2020).

Além dos problemas sociais originados pela mineração industrial, os passivos ambientais são graves, onde os ecossistemas degradados devem ser restaurados e devolvidos à sociedade, priorizando a diversidade de espécies da fauna e flora e conseqüentemente o retorno ou estabelecimento dos serviços ecossistêmicos.

## 2.2. Principais empresas atuantes no estado do Pará

No Brasil, em 2018, foram registradas mais de 7.600 empresas que exploraram algum tipo de minério e que pagaram tributos pela atividade. Já no Pará, houve 448 empresas no mesmo período, sendo que, algumas empresas atuam em mais de um estado, como por exemplo a Vale S.A. As dez principais empresas que atuam no estado paraense estão listadas abaixo (Tabela 1).

**Tabela 1.** As dez empresas que mais arrecadaram recursos financeiros em 2018 com a atividade mineral e conseqüentemente contribuem com a taxa CFEM no estado Pará.

<b>Empresas</b>	<b>Valor arrecadado em operação (R\$)</b>	<b>Valor de recolhimento CFEM (R\$)</b>
Vale S.A.	30.935.795.248,02	1.034.618.404,70
Salobo Metais S.A.	5.377.630.850,35	108.475.821,08
Mineração Rio do Norte S.A.	1.564.519.577,79	46.252.168,96
Mineração Paragominas S.A.	998.510.119,39	30.061.926,31
Alcoa World Alumina Brasil Ltda.	734.530.518,06	19.517.124,22
Buritirama Manganês S.A.	554.292.100,47	16.450.744,67
Imerys, Rio Capim Caulim S.A.	457.119.573,33	9.138.598,63
Avb Mineração Ltda.	304.228.208,93	6.181.990,42
Serabi Mineração S.A.	171.195.081,46	2.755.399,81

Fonte: ANM (2019a).

Essas empresas juntas, contribuem com mais de 95% dos recursos financeiros movimentados no estado em função da mineração, onde, um primeiro grupo encontra-se na mesorregião sudeste, um segundo na mesorregião do baixo Amazonas e o menor na porção sudoeste do Pará (Figura 2).

## 2.3. Aspectos legais relacionados à mineração

Com o intuito de incentivar a atividade minerária, foi aprovada a lei complementar nº 87, de 13 de setembro de 1996, a qual permite a isenção do Imposto sobre Circulação de Mercado-

rias e Serviço (ICMS) para a exportação de produtos minerais. Entretanto, apesar da importância desta lei para o avanço da atividade e do retorno econômico, esse subsídio também favoreceu o aumento nos impactos ambientais (INESC, 2015).

Para minimizar os danos ambientais, a legislação brasileira no seu 2º parágrafo do artigo 225 da Constituição Federal do Brasil de 1988 menciona que as empresas responsáveis pela exploração dos recursos minerais devem recuperar as áreas degradadas pela atividade (BRASIL, 1988). Além disso, em 1989 foi sancionado o decreto nº 97.632 que criou o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) para mineração, e tornou, dessa maneira, obrigação das mineradoras possibilitarem condições necessárias para o reestabelecimento da vegetação local, com apresentação prévia do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de Impacto de Meio Ambiente (RIMA) (BRASIL, 1989). O Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) estabelece em diversos artigos (artigos 1º-A, 7º, 17, 41, 44, 46, 51, 54, 58, 61-A, 64, 65 e 66) ações para que o setor público e a sociedade civil organizada promovam a recuperação das áreas degradadas.

Em relação à revegetação dos ecossistemas alterados, no Pará, a Política Estadual Florestal (Lei nº 6462/2002) define que esta prática deverá prioritariamente ser executada com implantação de espécies nativas, obedecendo aos critérios econômicos e sociais. No caso de violação da Reserva Legal das propriedades rurais, os proprietários ficam obrigados a recompor a vegetação mediante três alternativas propostas: plantio direto de espécies nativas ou exóticas em 1/10 da área total a cada 3 anos, condução da regeneração natural e compensação da reserva legal com a aquisição de outra propriedade da mesma microbacia, desde que tenha a mesma importância ecológica e extensão territorial.

É interessante destacar que, por mais que a atividade minerária seja realizada desde o início em um ecossistema sem vegetação florestal, ainda assim, a legislação não exige o setor privado à obrigatoriedade de inserir uma vegetação semelhante a que ocorre ou ocorria na mesma bacia hidrográfica.

De acordo com a legislação, a recuperação florestal é definida como a restituição da vegetação nativa por meio da regeneração natural, reabilitação ou restauração ecológica (BRASIL, 2017c). Em ecossistemas minerados prioriza-se, sempre que possível, a restauração ecológica, com o retorno ou estabelecimento das funções ecossistêmicas. No entanto, nem sempre é possível realizar a restauração, pois depende do método de extração mineral, como por exemplo as lavras por bancadas (*open pit mining*) que originam cavas profundas, impossibilitadas de

fechamento devido a retirada expressiva de volumosos conteúdos minerais e elementos impregnados, os quais não são retornados ao ecossistema original (CURI, 2014).

Independentemente do tipo de minério e da metodologia de extração, todo o empreendimento de mineração tem a obrigatoriedade de elaborar planos de recuperação de áreas degradadas (PRADs) atendendo às premissas do EIA, concatenado com os demais planos do Programa de Controle Ambiental (PCA), que são partes do processo de licenciamento do empreendimento. Neste contexto, esses documentos devem ser elaborados de acordo com as diretrizes do IBAMA (2011), o qual prevê a descrição das características de implantação de espécies vegetais, a manutenção, o monitoramento e avaliação dos ecossistemas.

#### 2.4. Métodos de restauração florestal em ecossistemas mineradas

A restauração pós mineração tem-se tornado um desafio contínuo enfrentado pelas empresas em virtude, principalmente, das especificidades metodológicas, custos de implantação e monitoramento da vegetação que, infelizmente, em alguns casos é vista apenas como custo adicional e uma obrigatoriedade legal a ser cumprida para permanecer com a licença de operação do empreendimento.

Dentre os métodos mais difundidos, o plantio de mudas de espécies nativas tem sido o mais utilizado no processo de restauração de ecossistemas degradadas pela mineração na Amazônia, pois já possui experiências bem-sucedidas com elevadas taxas de sobrevivência e estabelecimento das plantas no sítio (SALOMÃO et al., 2007). Além da possibilidade de estabelecer medidas de manutenção da comunidade florestal, no plantio também é possível estabelecer a composição florística e conseqüentemente a diversidade inicial. Sendo necessário, então, um planejamento e gestão das espécies a serem utilizadas, considerando as características locais e a composição florística do entorno da microbacia.

Outra metodologia utilizada em projetos de mineração é a indução da regeneração natural por meio da devolução do solo superficial (*topsoil*) retirado da floresta após a supressão vegetal, podendo ser de maneira isolada ou em conjunto com o plantio. Esse método é muito difundido na Austrália, sobretudo em áreas pós extração de bauxita, com relativo sucesso e reestabelecimento rápido da vegetação nativa (KOCH & SAMSA, 2007), porém sua eficiência depende do banco de sementes disponível, que, em projetos minerários, pode ser afetado pela profundidade de retirada do *topsoil*, mistura de horizontes, tempo de estocagem e características da vegetação original suprimida (MARTINS et al., 2019). O *topsoil* é constituído por um banco de sementes e outros propágulos que, em ecossistemas florestais tropicais apresentam uma grande densidade



e riqueza de espécies, auxiliando no pronto reestabelecimento da vegetação após distúrbios naturais ou antropogênicos (ARAÚJO et al., 2001; FENNER & THOMPSON, 2005).

Nas duas últimas décadas, tem-se utilizado a técnica da nucleação, que consiste no estabelecimento de núcleos denominados de “ilhas de vegetação” ou “galharia” constituídos de restos vegetais retirados de áreas em processo de supressão de vegetação natural e depositados de forma sistemática em toda a extensão da área que será restaurada (REIS et al., 2010; CORBIN & HOLL, 2012; BOANARES & AZEVEDO, 2014). A nucleação, pode ser aplicada por meio de abrigos artificiais, translocação de *topsoil* e/ou sementes, plantio de espécies nativas em grupos ou isoladas e poleiros artificiais (REIS et al., 2010).

No geral, a nucleação atrai a fauna silvestre dispersora, principalmente pássaros, morcegos e répteis, pois os núcleos funcionam como plataforma de pouso e abrigo. Além disso, em ecossistemas minerados, a nucleação tem sido uma alternativa piloto, pois além da diminuição de custos aproveita-se a biomassa morta originada da supressão para formação das “galharias”, contanto que a destinação da área seja para fins de conservação, em virtude da demora na decomposição dos resíduos de raízes e troncos. No entanto, a eficiência da nucleação diminui consideravelmente com o aumento da distância em relação aos fragmentos florestais nativos.

Em terrenos íngremes, onde o plantio ou a indução da regeneração natural por meio da transposição de *topsoil* é impraticável, como encostas e taludes, tem-se utilizado a hidrossemeadura. Método eficiente, o qual auxilia na estabilização do solo diminuindo a erosão e o efeito estético negativo (MACEDO et al., 2003; ALDAY et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2013; ANSHARI et al., 2018). As sementes utilizadas nesse método normalmente são das famílias Poaceae, Cyperaceae e Fabaceae, de forma de vida herbáceas de pequeno porte (ANSHARI et al., 2018; SILVA et al., 2018), visto que estas, além de favorecer o incremento de carbônico orgânico total e da CTC (SANTOS et al., 2001), toleram altas concentrações de metais pesados (JACOBI; DO CARMO; VINCENT, 2008).

Independente dos métodos adotados, o monitoramento dos ecossistemas em restauração é fundamental e necessário para o acompanhamento do seu desenvolvimento. É por meio dos resultados do monitoramento que é possível conhecer a trajetória do projeto e se há necessidade de reconduzi-lo, otimizando o tempo e diminuindo custos com possíveis correções de implantação (MARTINS, 2013; BRANCALION et al., 2015; RIBEIRO et al., 2019).

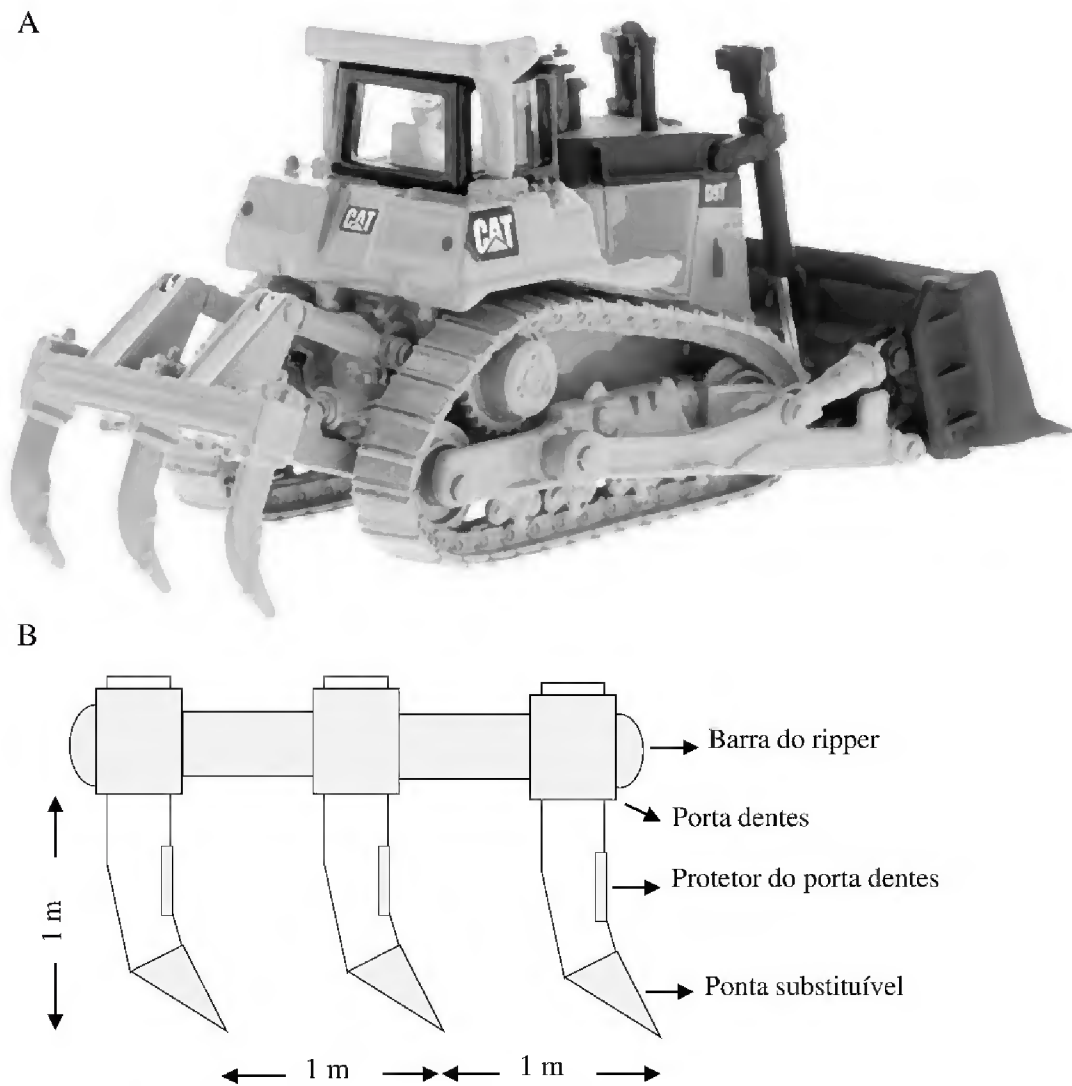
## 2.5. Principais lacunas para restauração ecológica de ecossistemas minerados

Inúmeros obstáculos têm sido diagnosticados para o insucesso da restauração de ecossistemas degradados pela mineração, sendo os mais comuns: a) problemas edáficos, mais especificamente de compactação, infiltração e erosões do solo; b) problemas para obtenção de sementes e mudas nativas de alto vigor fisiológico; c) escolha inadequada de espécies; d) Implantação e distribuição das espécies; e) Ausência de monitoramentos com indicadores que mostrem se a trajetória está sendo atingida e; f) Falta de profissionais qualificados.

### 2.5.1. Edáficos

O *Anthroposols* ou *Technosols*, como é denominado o solo reconstruído após a atividade (IUSS Working Group, 2006; AHIRWAL & MAITI, 2018; FENG et al., 2019), tem apresentado os maiores problemas para o crescimento vegetal. Isso ocorre em função da perda da estrutura horizontal do perfil do solo, onde há misturas de horizontes e conseqüentemente agrupamento das partículas, aumentando assim a densidade e compactação do solo, dificultando o desenvolvimento do sistema radicular, ocasionando a morte da planta (MACDONALD et al., 2015). Além disso, com a compactação e o adensamento, a propensão de arraste das partículas pela água da chuva torna-se frequente, sobretudo na Amazônia em que os índices pluviométricos são elevados e intensos em alguns meses do ano, gerando processos erosivos em diferentes intensidades e difíceis de serem estabilizados.

Para cessar ou minimizar esses problemas, há medidas como o retorno sequencial das camadas do solo, de tal modo que, os horizontes estejam na mesma sequência antes da exploração e a última seja justamente a camada orgânica, também denominada de *topsoil*. Outra medida fundamental é a correção topográfica com a superfície rugosa e com a adoção de curvas de nível, minimizando o carregamento de partículas e conseqüentemente a erosão. Além disso, torna-se necessário a abertura de covas profundas e largas com no mínimo 40 cm x 40 cm x 40 cm (MARTINS, 2013) para o rápido desenvolvimento radicular. Outra maneira para melhorar as condições físicas do *Technosols* é a escarificação em área total, com a utilização de três garras de aproximadamente um metro de profundidade, distanciadas um metro uma da outra, todas acopladas a um trator de esteiras potente (SALOMÃO et al., 2014) (Figura 3A e B).



**Figura 13.** A) Trator de esteiras com ripper acoplado a parte traseira; B) Profundidade de perfuração do Technosols e distância entre as garras.

### 2.5.2. Sementes e mudas

Para restauração de ecossistemas degradados pela mineração, após a reconformação do terreno procede-se com a revegetação. Para isso, o método mais usual é o plantio de mudas de espécies nativas, pois durante o processo de licenciamento prioriza-se a composição de espécies em relação a diversidade (ver tópico 2.7). O grande obstáculo é, onde adquirir sementes e/ou mudas nativas em quantidade e qualidade para o plantio? (SCHMIDT et al. 2018). Em todo o Norte do Brasil há uma carência de viveiros florestais legalizados que produzem espécies nativas (SILVA et al., 2017), o que se torna uma contradição em função da elevada diversidade de espécies existente. Por esse motivo, algumas empresas passam a plantar espécies desconhecidas e até mesmo de outros biomas para atendimento das condicionantes legais.

Em um futuro próximo, essa demanda por mudas nativas irá aumentar consideravelmente e, por esta razão, políticas de apoio e incentivos fiscais devem ser implementados em caráter de urgência, mas sempre mantendo os padrões mínimos de qualidade, principalmente aos pequenos viveiristas, o que pode lhes garantir um mercado mais amplo e diversificado (RODRIGUES et al., 2018).

De maneira geral, recomenda-se que a coleta de sementes seja de espécies florestais existentes na mesma microbacia hidrográfica ou região, com o objetivo de produzir mudas provenientes de diferentes matrizes a fim de garantir a diversidade genética e, caso não se obtenha o quantitativo e diversidade esperada, adquirindo mudas de viveiros certificados pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA).

Essas práticas visam aumentar as chances das espécies se adaptarem, levando-se em consideração as condições dos *Technosols* e principalmente às condições climáticas do ecossistema em restauração. Escolhido os ecossistemas, busca-se selecionar matrizes para coleta de sementes, sendo necessário conhecer a fenologia de cada espécie demarcada, determinando o período de frutificação e dispersão adequado. Esse passo, por vezes não é possível na prática, levando em consideração as condições dos fragmentos existentes no entorno dos empreendimentos, além de demandar tempo, mão-de-obra qualificada na definição de matrizes e estudos fenológicos, uma vez que, normalmente o número de espécies utilizadas nesse processo é elevado (ABREU & MEDEIROS 2018).

Uma alternativa interessante que tem recebido repercussão social positiva, é a inclusão de comunidades tradicionais para coleta de sementes. Isso vem funcionando bem para restauração de matas ciliares na bacia do rio Xingu por tribos indígenas, com a denominada “muvuca” de sementes (PIETRO-SOUZA & SILVA, 2014; RODRIGUES et al., 2019). Essa ideia pode ser empregada no setor minerário, englobando as comunidades circunvizinhas por meio de projetos sociais.

### 2.5.3. *Implantação e distribuição das espécies*

#### a) *Período de plantio*

Embora pareça simples conhecer o período adequado para realizar o plantio de mudas, ou se for o caso a semeadura direta, as mudanças nos regimes de chuva e a pouca mão-de-obra para execução da atividade de plantio têm afetado negativamente o estabelecimento das plantas no sítio, implicando em uma elevada taxa de mortalidade inicial.

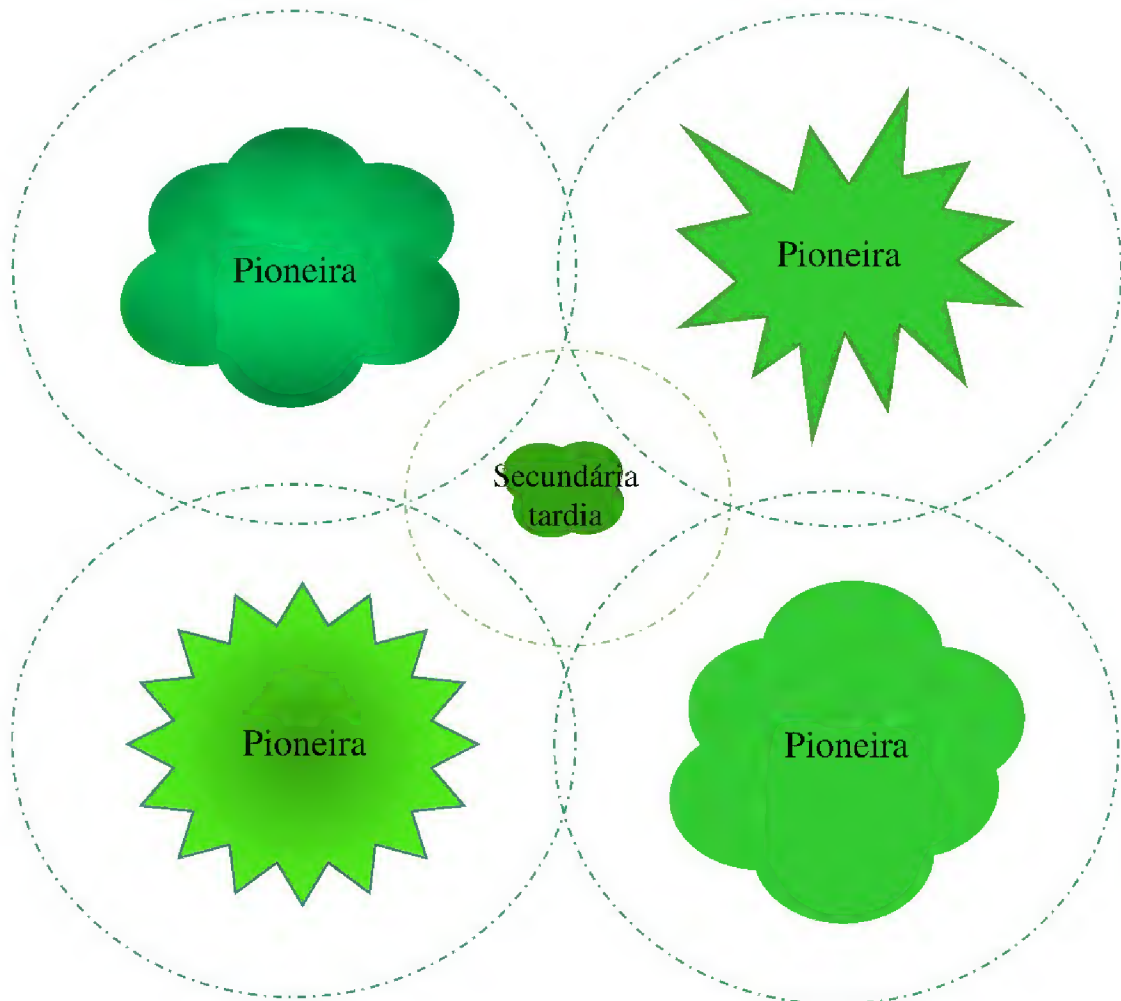
Na teoria, o período mais propício para plantar é justamente aquele em que a probabilidade de chuvas é elevada e os riscos de veranicos são raros, com clima mais propício para o estabelecimento e crescimento vegetal (GARDINER et al., 2019). Apesar disso, em períodos demasiadamente chuvosos é importante que os *Technosols* estejam corretamente preparados para que chuvas torrenciais não venham a ocasionar problemas de erosão. Estabelecido o início do plantio, dependendo do tamanho da área a ser plantada e do espaçamento adotado, haverá ou não a necessidade de um maior contingente de mão-de-obra para execução da atividade. Caso sejam necessários mais trabalhadores, uma alternativa simples, e talvez a mais onerosa, seria a contratação temporário de pessoal até o término da atividade.

*b) Escolha do espaçamento e distribuição das espécies*

A escolha do espaçamento para o plantio de mudas florestais de diversas espécies durante muito tempo foi adotada utilizando-se como parâmetro a silvicultura comercial. No entanto, os objetivos são totalmente divergentes e no caso de plantios para restauração florestal, recomenda-se espaçamentos menores do que 3,0 x 3,0 m, a exemplo, 3,0 x 2,0 m, 2,5 x 2,0 m e até mesmo 2,0 x 2,0 m. O intuito de espaçamentos menores é o de cobrimento rápido do *Technosol*, com crescimento rápido em altura e diâmetro do fuste e da copa, diminuindo os problemas já relatados no subtópico 3.4.1. Outra vantagem do cobrimento rápido do solo é a indução da regeneração natural de espécies adaptadas à sombra e a mortalidade de gramíneas exóticas agressivas (BRANCALION et al., 2015).

O principal gargalo de se estabelecer espaçamentos mais densos é o custo inicial, pois o número de covas e mudas irá aumentar consideravelmente. Por outro lado, possivelmente o tempo de restauração será menor, bem como as possíveis ações corretivas durante a trajetória de sucessão.

A distribuição das espécies no sítio visa simular um ecossistema florestal heterogêneo, com a inserção de espécies de diferentes grupos ecológicos. O plantio em quincôncio por exemplo, é realizado com a implantação de espécies de crescimento rápido (pioneiras ou espécies de cobrimento) em volta daquelas de crescimento mais lento (secundárias tardias ou espécies de diversidade), proporcionando sombreamento parcial e conseqüentemente condições de radiação solar mais favoráveis (MARTINS, 2014) (Figura 4).



**Figura 4.** Distribuição das espécies florestais distribuídas em um esquema do tipo quincôncio vista de cima com as projeções de crescimento de copa demonstrada pelas linhas tracejadas.

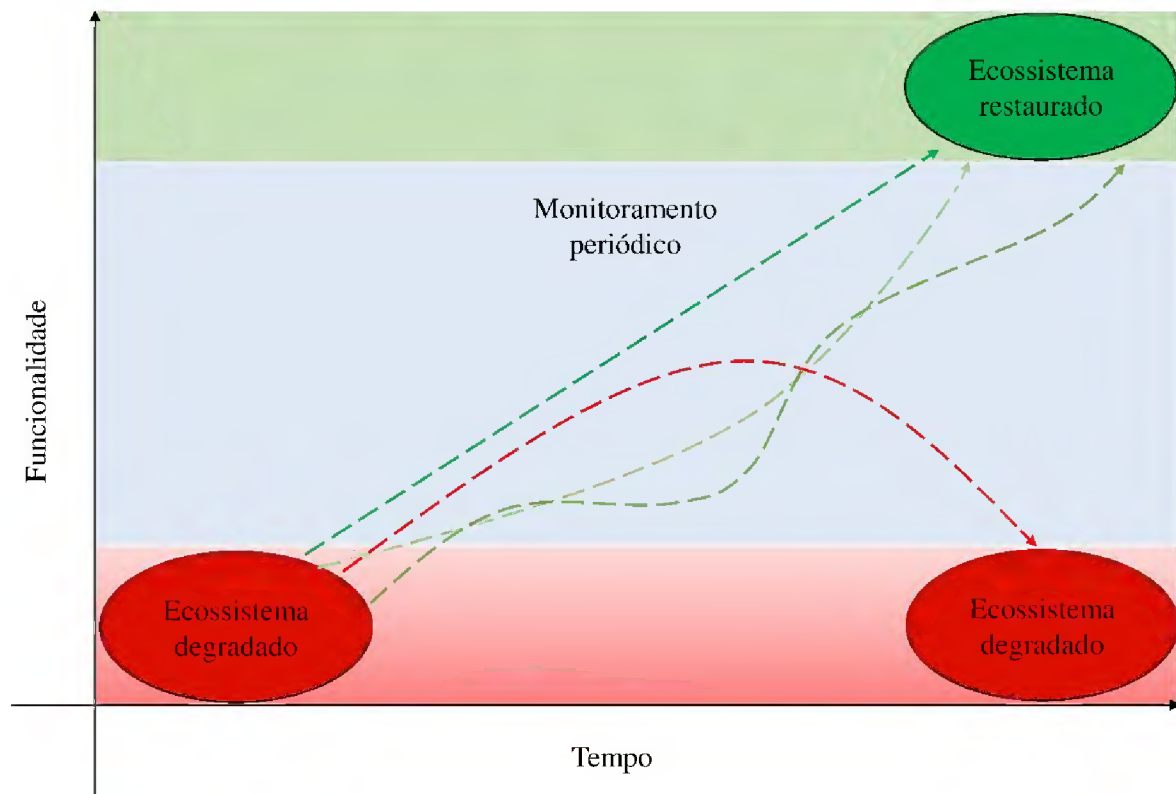
A distribuição das espécies em quincôncio é simples, no entanto, é pouco aceita e executada na prática, pois requer o conhecimento dos grupos ecológicos das espécies utilizadas e um planejamento inicial de plantio, o qual normalmente é ausente ou mal elaborado. Outra questão é, quanto tempo após o plantio as copas das espécies pioneiras levarão para começar a beneficiar com sombreamento as espécies secundárias tardias? Isso dependerá de inúmeros fatores, sobretudo do ritmo de crescimento das espécies pioneiras e o espaçamento adotado.

#### *2.5.4. Ausência de monitoramentos em ecossistemas em processo de restauração*

O sucesso no processo de restauração parte da premissa da definição dos objetivos que deverão nortear as ações e indicadores de avaliação da trajetória de desenvolvimento do ecossistema, porém, na maioria dos projetos desenvolvidos, o monitoramento por meio da avaliação

de indicadores ecológicos ainda é um entrave (RIBEIRO, 2019), sendo realizado exclusivamente para atender imposições legais em um curto período de tempo (BRACALION et al., 2015).

A ausência do monitoramento poderá afetar toda a trajetória planejada da restauração, pois não será possível perceber como o ecossistema reagirá aos tratamentos que foram aplicados no preparo da área, escolha das espécies, espaçamento entre plantas, além de toda e qualquer variável inerente ao sítio aliada às condições abióticas. Com isso, sem as possíveis correções dos problemas diagnosticados no monitoramento, o ecossistema poderá retornar a um estágio degradado novamente (Figura 5).



**Figura 14.** Desenho esquemático das possíveis trajetórias de um ecossistema em processo de restauração florestal, com destaque para o monitoramento periódico (linhas tracejadas em verde) que deve ser realizado para que o ecossistema não se torne degradado novamente (linha tracejada em vermelho, sem a realização das medidas corretivas diagnosticadas no monitoramento).

#### 2.5.5. Falta de profissionais qualificados

Uma necessidade atual de toda América Latina é o treinamento teórico e prático de estudantes e profissionais em restauração de ecossistemas, o que deve ser priorizado pelas entidades

de ensino (MELI et al., 2019). Essa demanda possui perspectiva de aumento, pois, o Brasil se comprometeu a restaurar 12 milhões de hectares até 2030, sendo que, deste total, 38% será voltado para o Bioma Amazônia (BRASIL, 2017a).

Diante deste cenário, o Pará apresenta uma das maiores deficiências em curso de pós-graduação que envolvam áreas correlatas a restauração florestal (botânica, ciências florestais e ciências ambientais). Como consequência disto, existe um número limitado de profissionais qualificados para elaboração, execução e condução de projetos relacionados a restauração florestal (SANSEVERO et al., 2018), incluindo os ecossistemas pós-mineração. Apesar disso, não basta apenas criar cursos de qualificação, isso porque, profissionais acadêmicos nem sempre focam para o que realmente é necessário para a melhoria do processo de restauração e isso decorre da falta de experiência ou falta de oportunidades práticas para exceção de suas ideologias (HOPKINSON et al., 2017). Por outro lado, também não é interessante a obtenção exclusiva de informações empíricas sem embasamento teórico apoiado em trabalhos científicos de relevância. Neste sentido, a parceria entre entidades de ensino e empresas é a melhor solução, pois assim os problemas serão solucionados conjuntamente, beneficiando a ambos (RODRÍGUEZ-UÑA et al., 2020).

A demanda por recursos humanos de qualidade não será apenas de instituições de ensino e empresas, mas também dos órgãos públicos de fiscalização. Atualmente isso já vem ocorrendo, com a contratação periódica de analistas ambientais que apresentam formações acadêmicas divergentes da área de atuação profissional, criando insegurança durante as vistorias.

Assim, faz-se necessário a criação de cursos de pós-graduação *Stricto sensu* e *Lato sensu* no estado do Pará, além de cursos de formação complementar sobre métodos mais ecológicos de restauração e ferramentas tecnológicas que podem auxiliar na restauração de ecossistemas minerados, como uso de Veículos Aéreos Não Tripuláveis (VANTs) que vem aumento nos últimos anos, principalmente para identificação específica de áreas com problemas de cobertura vegetal, diminuindo o deslocamento em áreas extensas para detecção do problema (MOUDRY et al. 2019; REN et al. 2019).

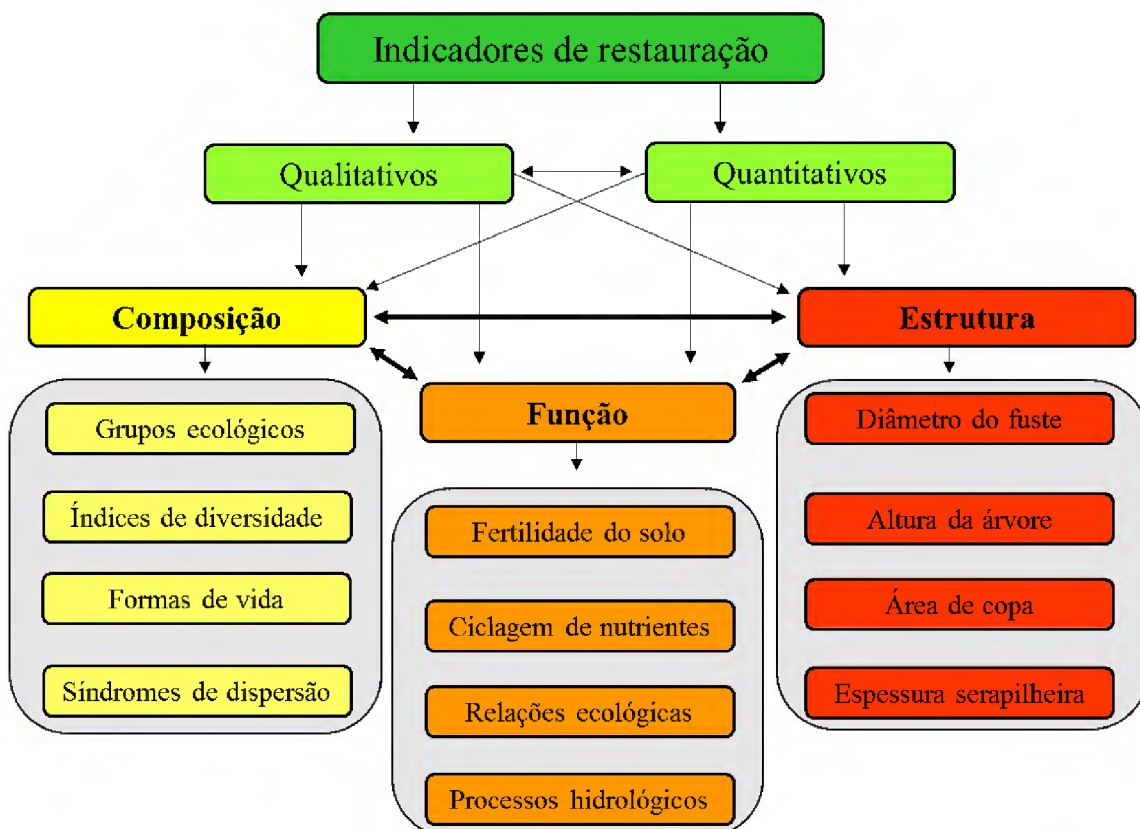
## 2.6. Importância do monitoramento e a classificação de indicadores ecológicos em ecossistemas pós-mineração

O monitoramento de áreas anteriormente degradadas pela atividade mineral e que se encontra em processo de restauração florestal é uma das etapas indispensáveis do processo de



restauração florestal. Somente por meio do monitoramento será possível avaliar o desenvolvimento do ecossistema ao longo do tempo, corrigindo passivos ambientais que estejam retardando o crescimento das espécies vegetais, diminuindo a regeneração natural ou impedindo o retorno da fauna (MARTINS, 2013).

Para a realização do monitoramento torna-se necessário estabelecer indicadores que representem fielmente as modificações que ocorrem nos ecossistemas (SER, 2004). Esses indicadores são descritos como qualitativos e/ou quantitativos (Figura 6), os quais devem ser facilmente avaliados, sobretudo pelos órgãos de fiscalização e, além disso, devem apresentar custo acessível e alta eficiência (ALMEIDA & SÁNCHEZ, 2005). No entanto, não há, atualmente, um consenso de quais e quantos indicadores especificamente são necessários para avaliação, pois isso dependerá do tempo em que o ecossistema se encontra em restauração e da intensidade da degradação (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017).



**Figura 15.** Classificação dos indicadores avaliados durante o monitoramento de ecossistemas em processo de restauração pela mineração.

De modo geral os indicadores de monitoramento da restauração ecológica são classificados em três grupos quanto aos atributos avaliados, sendo eles: 1) estruturais, 2) de composição

e, 3) funcionais (Figura 6). Os estruturais normalmente são os mais utilizados nos projetos de monitoramento com idade de seis a dez anos, destacando-se a área basal, densidade das plantas, área de cobertura de copa e altura total das espécies arbóreas (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017). Os de composição estão relacionados à riqueza de espécies, grupos funcionais (pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias) e formas de vida. Já os indicadores funcionais dizem respeito aos processos de perpetuação da comunidade, como polinização e dispersão de sementes, mudanças nas características edáficas, ciclagem de nutrientes e acúmulo de serapilheira no solo.

Após a coleta dos indicadores por meio de amostragem, os resultados obtidos devem ser comparados com valores de referência, para se identificar se a trajetória atual está levando a uma condução de ecossistema restaurado. São levados em consideração os remanescentes florestais próximos, na mesma bacia hidrográfica e com as mesmas condições bióticas e abióticas. Com isso, um ambiente restaurado deve ser autossuficiente, ou seja, não necessitar mais de interferências antropogênicas e ser capaz de suportar distúrbios considerados normais em florestas nativas (SER, 2004), além de proporcionar o retorno da resiliência. Neste contexto, surgem as seguintes questões: quais e quantos indicadores de composição, estrutura da vegetação e funções ecossistêmicas tem sido avaliados pelos órgãos ambientais em áreas degradadas pela atividade minerária? Esses resultados têm sido comparados com os valores de referência?

## 2.7. Avaliação dos órgãos de fiscalização ambiental da restauração florestal em ecossistemas mineradas

Como toda empresa que explora os recursos minerais deve restaurar os ecossistemas degradados pela atividade, cabe aos órgãos ambientais estabelecerem critérios adequados à realidade do estado e, além dos relatórios, evidenciar por meio de vistorias, as quais podem ser periódicas ou se necessário em dias pré-determinados junto à pessoa jurídica e a evolução dos resultados. Pouco se tem avançado quanto ao estabelecimento pelo órgão do estado do Pará sobre métodos e critérios para a avaliação da restauração florestal *in situ*, restringindo-se em maioria a diagnósticos visuais, os quais são imprecisos e subjetivos, variando de acordo com o responsável pela avaliação. A exigência que o órgão ambiental estabelece está relacionado apenas a apresentação dos programas de monitoramento para os meios físicos, ecológicos e sociais com cronograma detalhado, demonstrando os lugares amostrados em mapas (PARÁ, 2014; 2016).

Infelizmente, a fiscalização dos órgãos ambientais tem dado ênfase a um elevado número de espécies para restauração na implantação florestal, o que ecologicamente não ocorre, pois os processos de sucessão iniciam-se naturalmente com um número pequeno de espécies adaptadas, com o aumento ao longo do tempo (CHAZDON, 2014; STANTURF et al., 2014).

Além disso, a utilização da composição florística como indicador para avaliar o desempenho da restauração em ecossistemas degradados ou alterados tem ocasionado polêmicas na literatura científica (SUGANUMA & DURIGAN, 2015; DURIGAN & SUGANUMA, 2015; REID, 2015; BRANCALION & HOLL, 2016). A composição florística muda constantemente com o tempo e as espécies não serão necessariamente as mesmas que foram retiradas durante a supressão vegetal.

Por isso, ao invés de avaliar a composição florística, recomenda-se acompanhar a evolução da diversidade local e conseqüentemente as funções ecossistêmicas, utilizando-se para isso os índices de diversidade, como Shannon-Weaver ( $H'$ ), Simpson ( $C$ ) e Equabilidade de Pielou ( $J$ ). Os ecossistemas mais diversos irão propiciar equilíbrio nas interações ecológicas e fluxo de energia constante (AERTS & HONNAY, 2011), assemelhando-se aos ecossistemas de referência.

Um outro problema encontrado no monitoramento dos PRADs está relacionado a apresentação dos indicadores de maneira isolada, sem a integração da flora com a fauna e as condições abióticas do meio. A avaliação conjunta desses indicadores proporciona resultados mais promissores, precisos e realistas, sobretudo quando esses indicadores são parametrizados ou quantitativos.

Para ser possível determinar indicadores quantitativos, os quais são menos propensos a subjetividade, torna-se necessário mais estudos que demonstrem métricas a serem alcançadas de um conjunto de variáveis em função do tempo de restauração. Esse é um dos problemas encontrados em ecossistemas florestais localizados no bioma amazônico, a carência de informações científicas que respaldam e auxiliam na elaboração de normais mais concisas. No estado de São Paulo, por exemplo, a secretaria de meio ambiente estabeleceu valores intermediários de referência para três tipologias florestais, sendo que as variáveis avaliadas durante a restauração são: a) percentual de cobertura do solo, b) densidade de plantas nativas regenerantes e c) número de espécies regenerantes (SÃO PAULO, 2014).

Da mesma forma, no estado do Rio de Janeiro, também foram estabelecidos parâmetros a serem seguidos para orientação dos restauradores. Neste caso, o nível de detalhamento é superior ao estabelecido no estado de São Paulo, incluindo no preenchimento de planilhas exigidas pelos órgãos ambientais o percentual das espécies vegetais zoocóricas e o grau de infestação de plantas daninhas (RIO DE JANEIRO, 2017).

Os estados de São Paulo e Rio de Janeiro avançaram consideravelmente quanto ao estabelecimento de normas para o monitoramento de áreas em restauração. Houve uma grande perda das florestas naturais do bioma Mata Atlântica nesses estados com o surgimento de áreas degradadas oriundas de diversas atividades antrópicas, restando atualmente apenas 27% da cobertura florestal natural, a qual se encontra bastante fragmentada (ALMEIDA, 2016). Esse problema fez com que houvesse debates entre pesquisadores e legisladores sobre as normas para a restauração florestal (BRANCALION et al., 2010; DURIGAN et al., 2010; ARONSON, 2010), e isso vem contribuindo significativamente para o avanço de melhores procedimentos legais exigidos pelos órgãos ambientais (ARONSON et al., 2011), principalmente quanto aos indicadores de restauração que devem ser avaliados (SUGANUMA & DURIGAN, 2015; REID, 2015; BRANCALION & HOLL, 2016).

Neste sentido, apesar do Brasil ser o país que mais tem divulgado informações sobre restauração ecológica na América Latina (LÓPEZ-BARRERA et al., 2017), ainda há carência de trabalhos científicos relacionados ao tema restauração florestal na Amazônia, especificamente no estado do Pará. A consequência dessa ausência é a falta de valores de referência sobre os indicadores ecológicos, os quais são importantes para comparar com os resultados de ecossistemas em restauração e, se está sendo realmente eficiente. A partir disto, pode-se dizer que o ecossistema se tornou autossuficiente e, portanto, poderá ser “entregue a sociedade”, não necessitando da inserção de insumos e consequentemente geração de custos por parte do setor empresarial.

## 2.8. Perspectivas da restauração florestal de ecossistemas degradados pela mineração no estado do Pará

- Utilização frequente de VANTs, diminuindo os custos com deslocamentos em áreas extensas e de difícil acesso, além da atuação precisa em microsítios não vegetados. A utilização dessa ferramenta não excluirá o uso de imagens de menor resolução espacial, mas sim complementar, aumentando o nível de detalhamento do ecossistema avaliado;

- Manejo adequado do *topsoil*, pois a regeneração natural dependerá do modo de retirada, tempo de armazenamento, espalhamento e espessura do *topsoil* (MACDONALD et al., 2015);
- Avaliação do custo-benefício da utilização de resíduos orgânicos, dentre eles, pó de serra, serragem e esterco bovino, abundantes em praticamente todo estado e que podem ser usados nas covas de plantio e/ou espalhados no preparo do *Techonosols*.
- Consolidar parceria entre comunidades tradicionais para produção não apenas de sementes, mas principalmente de mudas de espécies florestais nativas. A falta de mudas de qualidade de espécies florestais é um problema sério na Amazônia Oriental (SILVA et al., 2017). Para isso, é necessário capacitação e treinamento para que espécies pré-estabelecidas possam ser vendidas em quantidade e qualidade. Essa ação possibilita geração de renda e envolvimento dos comunitários com a restauração, propiciando uma visibilidade social positivo para a empresa.
- Escolha de espécies chave para o plantio, levando-se em consideração, a adaptabilidade, o desenvolvimento, a sobrevivência e o maior número de redes de interações com a fauna silvestre, promovendo os maiores serviços ecossistêmicos (HAGEN et al., 2012; FERNANDEZ et al., 2017; KAISER-BUNBURY et al., 2017).
- Inoculação de fungos micorrízicos arbusculares em mudas de espécies florestais nativas da região. Essa técnica já tem demonstrado resultados satisfatórios na Indonésia (WULANDARI et al., 2016), Brasil (VIEIRA et al., 2017), China (XIÃO et al., 2019), África do Sul (EZEO-KOLI et al., 2020), dentre vários outros países.
- Estabelecer uma lista de indicadores com seus respectivos valores de referência. Isso pode ser estabelecido para Amazônia, utilizando uma meta-análise robusta do que já foi publicado sobre determinando indicador;

### 3. Considerações finais

A mineração é fundamental para o desenvolvimento do estado do Pará, com perspectivas promissoras de aumento substancial nas próximas décadas, havendo a necessidade de restauração ambiental com o uso de diferentes metodologias de implantação florestal e indicadores de monitoramento.

Para que isso seja concretizado, existem inúmeros problemas a serem enfrentados para que a restauração florestal em ecossistemas pós-mineração tenha êxito. Dentre esses problemas,

destacam-se as más condições edáficas dos então *Techonosols*, dificuldade de obtenção de sementes e mudas, inserção e distribuição inadequada de espécies, ausência de monitoramento periódico e, por fim, carência de recursos humanos qualificados para elaboração, operacionalização, condução e fiscalização de projetos de restauração.

Ressaltamos a importância da utilização de VANTs para melhor gestão dos ecossistemas e incentivos as pesquisas que tenham praticidade e que possam ser aplicados a realidade regional, como melhor manejo do *topsoil*, aproveitamento de resíduos orgânicos e seleção de espécies chave para início de plantio. Além disso, reiteramos a importância de parcerias com comunidades locais, envolvendo-os em atividades ligadas a restauração florestal, como a coleta de sementes e produção mudas.

### **Agradecimentos**

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de bolsa de pós-graduação ao primeiro autor (doutorado). A Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) e ao Laboratório de Manejo de Bacias hidrográficas (LABECOS), pelo apoio à pesquisa científica.

### **Referências**

- ABREU, D. C. A.; MEDEIROS, A. C. S. Coleta de sementes florestais. In: ARAUJO, M. M.; NAVROSKI, M. C.; SCHORN, L. A. (Org.) **Produção de sementes e mudas: um enfoque a silvicultura**. Santa Maria: UFSM, 2018. p.59-77.
- AHIRWAL, J.; MAITI, S.K. Development of Technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India. **Catena**, v.166, p.114–123, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.026>.
- AERTS, R., HONNAY, O., 2011. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. **BMC Ecology**, v.11, 1-29. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-11-29>.
- ALDAY, J. G.; MARRS, R. H.; MARTÍNEZ-RUIZ, C. The importance of topography and climate on short-term revegetation of coal wastes in Spain. **Ecological Engineering**, v.36, p.579-585, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.12.005>.
- ANM. Agência Nacional de Mineração. **Sistemas de arrecadação**. Disponível em: <[https://sistemas.dnpm.gov.br/arrecadacao/extra/Relatorios/cfem/majores\\_arrecadadores.aspx](https://sistemas.dnpm.gov.br/arrecadacao/extra/Relatorios/cfem/majores_arrecadadores.aspx)>. Acesso em 23 de setembro de 2019a.

ANM. Agência Nacional de Mineração. **Planejamento e estratégias para 2019: Novas Perspectivas**. Disponível em: <<http://www.anm.gov.br/dnpm/documentos/palestra-planejamento-da-anm-para-2019>>. Acesso em 19 de novembro de 2019b.

ANSHARI, M. F.; FERNANDES, A. A. R.; ARISOESILANINGSIH, E. Comparing seeds germination of some local plant species on two hydroseeding mulches for post mining revegetation. **Journal of Degraded and Mining Lands Management**, v.5, n.2, p.1103-1110, 2018. <http://dx.doi.org/10.15243/jdmlm.2018.052.1103>.

ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, v.29, n.1, p.47-54, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622005000100006>.

ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. 3 eds. revisada e ampliada. Ilhéus, BA: Editus, 2016, 200p. <https://play.google.com/books/reader?id=l-cmDwAAQBAJ&pg=GBS.PA1.w.2.0.0>.

ARAÚJO, M. M.; OLIVEIRA, F. A.; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, P. L. C.; LIMA, C. A. T. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia forestalis**, n.59, p.115-130, 2001. <https://repositorio.museu-goeldi.br/bitstream/mgoeldi/268/1/Scientia%20Forestalis%20n59%202001%20ARAÚJO.pdf>.

ARONSON, J. What can and should be legalized in ecological restoration? **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.451-454, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000300009>.

ARONSON, J.; BRANCALION, P. H. S.; DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; ENGEL, V. L.; TABARELLI, M. et al. What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo State, Brazil. **Restoration Ecology**, v.19, n.6, p.690-695, 2011. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00815.x>.

BARROS, D. A.; GUIMARÃES, J. C. C.; PEREIRA, J. A. A.; BORGES, L. A. C.; SILVA, R. A.; PEREIRA, A. A. S. Characterization of the bauxite mining of the Poços de Caldas alkaline massif and its socio-environmental impacts. **Revista Escola de Minas**, v.65, n.1, p.127-133, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672012000100018>.

BARROS, M. J. B. Territórios de mineração e finanças públicas municipais no estado do Pará: 2002-2005. In: SILVA, C. N.; CHAGAS, C. A. N.; SILVA, J. M. P.; BORDALO, C. A. L.; MOTA, G. S.; NAHUM, J. S. et al. **Sociedade, espaço e políticas territoriais na Amazônia paraense**. 1. ed. Belém: GAPTA/UFPA, 2013. p.303-322.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLF, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas? **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.455-470, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000300010>.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 428p.

BRANCALION, P. H. S.; HOLL, K. D. Functional composition trajectory: a resolution to the debate between Suganuma, Durigan, and Reid. **Restoration Ecology**, v.24, n.1, p.1-3, 2015. <https://doi.org/10.1111/rec.12312>.

BRASIL. **Constituição (1988)**. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília: DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988. 292p. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicao.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm)>. Acesso em 25 de setembro de 2019.

BRASIL. Decreto N° 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do artigo 2°, inciso VIII, da lei n° 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. **Diário Oficial**, Brasília, DF, Seção 1, p.5-5. Disponível em: <[https://www.jusbrasil.com.br/diarios/3516731/pg-5-secao-1-diario-oficial-da-uniao-dou-de-12-04-1989?ref=previous\\_button](https://www.jusbrasil.com.br/diarios/3516731/pg-5-secao-1-diario-oficial-da-uniao-dou-de-12-04-1989?ref=previous_button)>. Acesso em 26 de setembro de 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG)**. Brasília: MMA, 2017a. 73p. Disponível em: <[http://snif.florestal.gov.br/images/pdf/publicacoes/planaveg\\_publicacao.pdf](http://snif.florestal.gov.br/images/pdf/publicacoes/planaveg_publicacao.pdf)>. Acesso em 2 de janeiro de 2020.

BRASIL. Lei n° 13.540, de 18 de dezembro de 2017b. Altera as Leis n° 7.990, de 28 de dezembro de 1989, e 8.001, de 13 de março de 1990, para dispor sobre a Compensação Financeira pela Exploração de Recursos Minerais (CFEM). **Diário Oficial**, Brasília, DF, Seção 1, p.2-3. Disponível em: <[https://www.jusbrasil.com.br/diarios/172992670/dou-secao-1-19-12-2017-pg-2?ref=previous\\_button](https://www.jusbrasil.com.br/diarios/172992670/dou-secao-1-19-12-2017-pg-2?ref=previous_button)>. Acesso em 2 de dezembro de 2020.

BRASIL. Decreto 8.972, de 23 de janeiro de 2017c. Institui a Política de Recuperação da Vegetação Nativa. **Diário Oficial**, Brasília, DF, Seção 1, p.7-8. Disponível em: <[https://www.jusbrasil.com.br/diarios/135078259/dou-secao-1-24-01-2017-pg-8?ref=next\\_button](https://www.jusbrasil.com.br/diarios/135078259/dou-secao-1-24-01-2017-pg-8?ref=next_button)>. Acesso em 27 de setembro de 2018.

BOANARES, D.; AZEVEDO, C.S. The use of nucleation techniques to restore the environment: a bibliometric analysis. **Natureza & Conservação**, v.12, n.2, p.93-98, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2014.09.002>.

CHAZDON, R.L. 2014. **Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation**. Chicago (Illinois): University of Chicago Press, 472p.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v.265, p.37-46, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>.

CORDANI, U. G.; JULIANI, C. Potencial mineral da Amazônia: problemas e desafios. **Revista de Estudos Brasileños**, v.6, n.11, p.91-108, 2019. <https://doi.org/10.14201/reb201961191108>.



CURI, A. **Minas a céu aberto: planejamento de lavra**. São Paulo: Oficina de Textos, 2014. 232p.

DURIGAN, G. ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C. M.; MARTINS, S. V. M. et al. Normas jurídicas para restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.471-485, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000300011>.

DURIGAN, G. SUGANUMA, M. S. Why species composition is not a good indicator to assess restoration success? Counter-response to Reid (2015). **Restoration Ecology**, v.23, n.5, p.521-523, 2015. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12272>.

EZEOKOLI, O.; MASHIGO, S.; MABOETA, M. S.; BEZUIDENHOUT, C. C.; KHASA, D. P.; ADELEKE, R. A. Arbuscular mycorrhizal fungal community differentiation along a post-coal mining reclamation chronosequence in South Africa: A potential indicator of ecosystem recovery. **Applied Soil Ecology**, v.147, p.1-12, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103429>.

FENG, Y.; WANG, J.; BAI, Z.; READING, L. Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties: A review. **Earth-Science Reviews**, v.191, p.12–25, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.02.01>.

FENNER, M.; THOMPSON, K. **The ecology of seeds**. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 2005. 261p.

FERNANDEZ, F. A. S.; RHEINGANTZ, M. L.; GENES, L.; KENUP, C. F.; GALLIEZ, M.; CEZIMBRA, T. et al. Rewilding the Atlantic Forest: Restoring the fauna and ecological interactions of a protected area. **Perspectives in ecology and conservation**, n.4, v.15, p.308-314, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.09.004>.

KOCH, J. M., SAMSA, G. P. Restoring jarrah forest trees after bauxite mining in Western Australia. **Restoration Ecology**, v.15, p.26–39. 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00289.x>.

GARDINER, R.; SHOO, L. P.; DWYER, J. M. Look to seedling heights, rather than functional traits, to explain survival during extreme heat stress in the early stages of subtropical rainforest restoration. **Journal of Applied Ecology**, v.56, n.12, p.2687-2697, 2019. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13505>.

GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, v.25, n.6, p.850-857, 2017. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12586>.

HAGEN, M.; KISSLING, W. D.; RASMUSSEN, C.; AGUIAR, M. A. M.; BROWN, L. E.; CARSTENSEN, D. W. et al. Biodiversity, species interactions and ecological networks in fragment world. In: JACOB, U.; WOODWARD, G. **Advances In Ecological Research**, v.46. San

Diego: Elsevier Academic Press inc., 2012. p.89-2010. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396992-7.00002-2>.

HOPKINSON, P.; HUBER, A.; SAAH, D. S.; BATTLES, J. J. A word to the wise: advice for scientists engaged in collaborative adaptive management. **Environmental Management**, v.59, n.5, p.752-761, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-017-0825-4>.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução Normativa nº 4, de 13 de abril de 2011. Considerando a necessidade de fazer cumprir a legislação ambiental, especialmente no que concerne aos procedimentos relativos a reparação de danos ambientais; considerando a necessidade de estabelecer exigências mínimas e nortear a elaboração de Projetos de Recuperação de Áreas Degradadas - PRAD ou Áreas Alteradas. **Diário Oficial**, Brasília, DF, Seção 1, p.100-103. Disponível em: <[https://www.jusbrasil.com.br/diarios/26071762/pg-100-secao-1-diario-oficial-da-uniao-dou-de-14-04-2011?ref=previous\\_button](https://www.jusbrasil.com.br/diarios/26071762/pg-100-secao-1-diario-oficial-da-uniao-dou-de-14-04-2011?ref=previous_button)>. Acesso em 27 de setembro de 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Industrial Anual (PIA): empresa**. v.36, n.1, p.1-8, 2017.

IBRAM. Instituto Brasileiro de Mineração. **Eleições 2018: Políticas Públicas para Indústria Mineral**. 2018. 108p. Disponível em: < <https://portaldamineracao.com.br/wp-content/uploads/2018/11/eleicoes-2018-politicas-publicas-para-a-industria-mineral.pdf>>. Acesso em 24 de setembro de 2019.

IBRAM. Instituto Brasileiro de Mineração. **Relatório Anual de Atividades: Julho de 2018 a Junho de 2019**. 2019. 49p. Disponível em: < <http://portaldamineracao.com.br/ibram/wp-content/uploads/2019/07/relatorio-anual-2018-2019.pdf>>. Acesso em 24 de setembro de 2019.

INESC. **Amazônia : paraíso extrativista e tributário das transnacionais da mineração**. Disponível em: <<http://amazonia.inesc.org.br/artigos-inesc/amazonia-paraíso-extrativista-e-tributario-das-transnacionais-da-mineracao/>>. Acesso em 21 de dezembro de 2019.

IUSS Working Group. **World reference base for soil resources 2006**. World Soil Resources Reports, 103rd ed. Rome, Italy, 2006. 145p. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-a0510e.pdf>>. Acesso em 20 de novembro de 2019.

LIMA, J. B.; SILVA, J. M. P. Dinâmicas Econômicas e Ordenamentos Territoriais dos Grandes Projetos de Mineração no Estado do Pará (2009-2014): o Caso de Paragominas. **Geosaberes**, v. 6, p. 402–416, 2016.

JACOBI, C. M.; DO CARMO, F. F.; VINCENT, R. D. C. Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no quadrilátero ferrífero, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 345–353, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622008000200017>.

KAISER-BUNBURY, C. N.; MOUGAL, J.; WHITTINGTON, A. E.; VALENTIN, T.; GABRIEL, R.; OLESEN, J. M. et al. Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. **Nature**, v.542, p.223-227, 2017. <http://dx.doi.org/10.1038/nature21071>

LÓPEZ-BARRERA, F.; MARTÍNEZ-GARZA, C.; CECCON, E. Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v.88, n.1, p.97-112, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.001>.

IORIO, M.; MONNI, S. National growth and regional (under) development in Brazil: the case of Pará in the Brazilian Amazon. In: Tvaronavičienė, M.; Ślusarczyk, B. (Eds). **Enegy transformation towards sustainability**, 2020. p.71-84. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817688-7.00003-3>.

MACDONALD, S. E.; LANDHAUSSER, S. M.; SKOUSEN, J.; FRANKLIN, J.; FROUZ, J.; HALL, S. et al. Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. **New Forests**, v.46, n.5, p.703-732, 2015. <https://doi.org/10.1007/s1105>.

MACHADO, N. A. M.; LEITE, M. G. P.; FIGUEIREDO, M. A.; KOZOVITS, A. R. Growing *Eremanthus erythropappus* in crushed laterite: a promising alternative to topsoil for bauxite-mine revegetation. **Journal of Environmental Management**, v.129, p.149-156, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.07.006>.

MACEDO, R. L. G.; VALE, R. S.; FRANCISO, F. A.; GOMES, J. E. Hidrossemeadura para a recuperação de áreas tropicais degradadas. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v.1, n.1, p.1-7, 2003.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas**: como recuperar áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e áreas de mineração. 3. ed. Viçosa: Aprenda Fácil/Centro de Produções Técnicas, 2013. 264p.

MARTINS, S. V. **Recuperação de Matas Ciliares: no contexto do novo código florestal**. 3.ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2014. 220p.

MARTINS, W. B. R.; COSTA, B. C.; SANTOS JUNIOR, H. B.; RODRIGUES, R. P.; OLIVEIRA, F. A. Utilização do *topsoil* para restauração florestal de áreas degradadas pela mineração de bauxita: fatores a serem considerados. In: SENHORAS, E. M. (organizador). **A gestão ambiental e sustentável na Amazônia**. Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. p.52-60.

MELI, P.; SCHWEIZER, D.; BRANCALION, P. H. S.; MURCIA, C.; GUARIGUATA, M. R. Multidimensional training among Latin America's restoration professionals. **Restoration Ecology**, v.27, n.3, p.477-484, 2019.

MONTEIRO, M.A. Meio século de mineração industrial na Amazônia e suas implicações para o desenvolvimento regional. **Estudos Avançados**, v.19, n.53, 187-207, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142005000100012>.

MOUDRÝ, V.; GDULOVÁ, K.; FOGL, M.; KLÁPŠTĚ, P.; URBAN, R.; KOMÁREK, J. et al. Comparison of leaf-off and leaf-on combined UAV imagery and airborne LiDAR for assessment of a post-mining site terrain and vegetation structure: Prospects for monitoring hazards and restoration success. **Applied Geography**, v.104, p.32-41, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.02.002>.

OLIVEIRA, G.; CLEMENTE, A.; NUNES, A.; CORREIA, O. Limitations to recruitment of native species in hydroseeding mixtures. **Ecological Engineering**, v.57, p.18-26, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.015>.

PARÁ. Instrução normativa N° 6, de 10 de novembro de 2014. Dispõe sobre procedimentos e critérios, no Âmbito da Secretaria de Meio Ambiente do Pará – SEMA/PA, para licenciamento ambiental referente à extração de minério (areias, cascalhos e saibros) e beneficiamento associado, para utilização imediata na construção civil, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado do Pará**, Belém, PA. Seção II, p.14-16. Disponível em: <[https://www.jusbrasil.com.br/diarios/79905248/doepa-caderno-2-11-11-2014-pg-13?ref=previous\\_button](https://www.jusbrasil.com.br/diarios/79905248/doepa-caderno-2-11-11-2014-pg-13?ref=previous_button)>. Acesso em 01 de setembro de 2019.

PARÁ. Instrução normativa SEMAS N°1 de 15 de fevereiro de 2016. Dispõe sobre os procedimentos e critérios, no âmbito da Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Sustentabilidade – SEMAS/PA, para adesão do Programa de Regularização Ambiental do Pará – PRA/PA, por proprietários e posseiros rurais, com fins a regularização ambiental de áreas alteradas e/ou degradadas, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado do Pará**, Belém, PA. Seção I, p.23-25. Disponível em: [https://www.jusbrasil.com.br/diarios/109241012/doepa-18-02-2016-pg-25?ref=next\\_button](https://www.jusbrasil.com.br/diarios/109241012/doepa-18-02-2016-pg-25?ref=next_button)>. Acesso em 01 de setembro de 2019.

PERRANTO, E. R.; SCHORN, L. A.; TONETTO, T. S. Trâmites legais na produção de sementes e mudas florestais. In: ARAUJO, M. M.; NAVROSKI, M. C.; SCHORN, L. A. (Org.) **Produção de sementes e mudas: um enfoque a silvicultura**. Santa Maria: UFSM, 2018. p.301-326

PIETRO-SOUZA, W.; SILVA, N. M. Plantio manual de muvuca de sementes no contexto da restauração ecológica de áreas de preservação permanente degradadas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.9, n.3, p.63-74, 2014.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Science Agricola**, v.6, n.2, p.244-250, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162010000200018>.

REN, H.; ZHAO, Y.; XIAO, W.; HU, Z. 2019. A review of UAV monitoring in mining areas: current status and future perspectives. **International Journal Coal Science & Technology**, v.6, p.320-333, 2019. <https://doi.org/10.1007/s40789-019-00264-5>.

RIBEIRO, S. S.; OLIVEIRA, F. A.; FERREIRA, G. C.; SANTOS, D. E.; CRUZ, D. C. Forest restoration evaluation through indicators in areas of bauxite mining. **Floresta e Ambiente**, v.26, n.3, p.1-11, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.081217>.

REID, J. L. Indicators of success should be sensitive to composition failures: reply to Suganuma and Durigan. **Restoration Ecology**, v.23, n.5, p.519-520, 2015. <https://doi.org/10.1111/rec.12254>.

RIO DE JANEIRO. Resolução INEA N° 43 de 14 de junho de 2017. Institui o sistema estadual de monitoramento e avaliação da restauração florestal (SEMAR) e estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre elaboração, execução e monitoramento de projetos de restauração florestal no estado do Rio de Janeiro. **Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, RJ, 12 de julho de 2017. Seção I, p.17-23. Disponível em: <<https://www.jusbrasil.com.br/diarios/153114718/doerj-poder-executivo-12-07-2017-pg-17?ref=goto>>. Acesso em 01 de setembro de 2019.

RODRIGUES, S. B.; FREITAS, M. G.; CAMPOS-FILHO, E. M.; CARMO, G. H. P.; VEIGA, J. M.; JUNQUEIRA, R. G. P. et al. Direct seeded and colonizing species guarantee successful early restoration of South Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, v.451, p.1-8, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117559>.

RODRÍGUEZ-UÑA, A.; CRUZ-ALONSO, V.; ROHRER, Z.; MARTÍNEZ-BAROJA, L. Fresh perspectives for classic forest restoration challenges. **Restoration Ecology**, v.28, n.1, p.12-15, 2020. <https://doi.org/10.1111/rec.13093>.

SALOMÃO, R. P.; ROSA, N. A.; MORAIS, K. A. C. Dinâmica da regeneração natural de árvores em áreas mineradas na Amazônia. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v.2, n.2, p.85-139, 2007.

SALOMÃO, R. P.; BRIENZA JÚNIOR, S.; ROSA, N. A. Dinâmica de reflorestamento após mineração em unidade de conservação na Amazônia. **Revista Árvore**, v.38, n.1, p.1-24, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000100001>.

SÃO PAULO. Resolução SMA N°32, de 3 de abril de 2014. Estabelece as orientações e critérios sobre restauração ecológica no estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, SP, 5 de abril de 2014. Seção 1, p.36-37. <https://www.jusbrasil.com.br/diarios/68664586/dosp-executivo-caderno-1-05-04-2014-pg-36>.

SANSEVERO, J. B. B.; ALONSO, J. M.; BOOTH, M. C.; BUENO, M. M.; CARVALHO, L. S.; CLEMENT, N. et al. On the teaching of ecological restoration in Brazil: an analysis of postgraduate courses. **Restoration Ecology**, v.26, n.5, p.997-1004, 2018. <https://doi.org/10.1111/rec.12662>.

SANTOS, A. C.; SILVA, I. F.; LIMA, J. R. S.; ANDRADE, A. P.; CAVALCANTE, V. R. Gramíneas e leguminosas na recuperação de áreas degradadas: efeito nas características químicas de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 4, p. 1063–1071, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832001000400028>.

SCHMIDT, I. B.; URZEDO, D. I.; PINÃ-RODRIGUES, F. C. M.; VIEIRA, D. L. M.; REZENDE, G. M.; SAMPAIO, A. B. et al. Community-based native seed production for restoration in Brazil – the role of science and policy. **Plant Biology**, n.3, v.21, p.389-397, 2019. <https://doi.org/10.1111/plb.12842>.

SER – SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. 2004. Science & Policy Working Group. **The SER international primer on ecological restoration**. Disponível em: <<http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>>. Acesso em 23 de dezembro de 2017.

SILVA, A. P. M.; SCHWEIZER, D.; MARQUES, H. R.; TEIXEIRA, A. M. C.; SANTOS, T. V. M. N.; SAMBUICHI, R. H. R. et al. H. Can current native tree seedling production and infrastructure meet an increasing forest restoration demand in Brazil? **Restoration Ecology**, v.25, n.4, p.509-515, 2017. <https://doi.org/10.1111/rec.12470>.

SILVA, I. A.; CAMPAGNA, A. R.; LIPP-NISSINEN, K. H. Recuperação de áreas degradadas por mineração: uma revisão dos métodos recomendados para garimpos. **Pesquisas em Geociências**, v.45, p.1-22, 2018. <https://doi.org/10.22456/1807-9806.91386>.

STANTURF, J.A., PALIK, B.J., DUMROESE, R.K., 2014. Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. **Forest Ecology and Management**. v.331, p.292–323. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.029>.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forest using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v.23, n.3, p.238-251, 2015. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12168>.

VIEIRA, C. K.; MARASCALCHI, M. N.; RODRIGUES, A. V.; ARMAS, R. D.; ST RMER, S. L. Morphological and molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in revegetated iron-mining site has the same magnitude of adjacent pristine ecosystems. **Journal of Environmental Sciences**, v.67, p.330-343, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.08.019>.

WULANDARI, D.; SARIDI.; CHENG, W.; TAWARAYA, K. Arbuscular mycorrhizal fungal inoculation improves *Albizia saman* and *Paraserianthes falcataria* growth in post-opencast coal mine field in East Kalimantan, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, v.376, p.67-73, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.008>.

XIÃO, L.; BI, Y.; DU, S.; WANG, Y.; GUO, C. Effects of re-vegetation type and arbuscular mycorrhizal fungal inoculation on soil enzyme activities and microbial biomass in coal mining subsidence areas of Northern China. **Catena**, v.177, p.202-209, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.019>.

### Capítulo III

*(Submetido para publicação na Revista de Ciências Agrárias de Pernambuco (Agrária))*

#### **Sobrevivência, crescimento e regeneração de espécies florestais em ecossistemas minerais na Amazônia Oriental**

##### **Resumo**

O plantio de mudas florestais é o método mais usual para restauração das áreas degradadas pela mineração. Diante disso, o objetivo deste estudo foi avaliar a sobrevivência e o crescimento das espécies florestais plantadas e da regeneração espontânea em áreas pós mineração de bauxita. Para isso, foram instaladas parcelas em áreas em recuperação com idade entre cinco a nove anos, nas quais avaliou-se o ingresso, o recrutamento e o incremento médio anual em diâmetro e em altura total das espécies. As espécies foram ainda classificadas quanto ao status de conservação e a origem. De 156 espécies encontradas, 18 apresentaram menos de 25% de sobrevivência, sendo assim, não recomendadas para uso nas áreas e outras 22 espécies plantadas apresentaram mais de 55% de sobrevivência, indicando que podem ser utilizadas. Cinco espécies foram registradas com algum nível de ameaça, outras nove espécies foram registradas como exóticas para o Brasil e quatro para a Amazônia. No geral, 35 espécies foram classificadas como aptas ao plantio, com taxa de mortalidade aceitável e crescimento considerado satisfatório. Assim, por meio da avaliação da taxa de sobrevivência e crescimento das espécies, foi possível selecionar aquelas mais aptas ao plantio de área pós mineração.

Palavras-chave: Áreas degradadas; Seleção de espécies; Crescimento vegetal; Restauração ecológica.

#### **Survival, growth and regeneration of forest species in mining ecosystems in eastern Amazonia**

##### **Abstract**

The planting of forest saplings is the most usual method for restoration of areas degraded by mining. Therefore, the objective of this study was to evaluate the survival and growth of planted forest species and spontaneous regeneration in post-bauxite mining areas. For this purpose, plots were set up in reclaimed areas with ages ranging from five to nine years, in which admission, recruitment and annual mean increment in diameter and total height of the species were

evaluated. The species were further classified for conservation status and origin. Of the 156 species found, 18 presented less than 25% survival and were therefore not recommended for use in the areas and another 22 planted species presented more than 55% survival indicating that they could be used. Five species were registered with some level of threat, another nine species were registered as exotic to Brazil and four to the Amazon. In general, 35 species were classified as suitable for planting, with an acceptable mortality rate and satisfactory growth. Thus, through the evaluation of the survival rate and growth of the species, it was possible to select those most suitable for planting the post mining area

Keywords: Degraded areas; Selection of species; Plant growth; Ecological restoration.

## 1. Introdução

A região amazônica brasileira concentra a terceira maior reserva de minério de bauxita do mundo, sendo o Estado do Pará o principal produtor desta matéria prima para obtenção do alumínio com 90,9% da produção nacional em 2014 (DNPM, 2015). A Mineração Rio do Norte, Norsk Hydro e Alcoa são as principais empresas que exploram bauxita no Pará, juntas contribuem em média com 25% do PIB (Produto Interno Bruto) dos municípios de Oriximiná-PA, Paragominas-PA e Juruti-PA, gerando um grande contingente de empregos diretos e indiretos (ABAL, 2017).

O processo de extração da bauxita para à obtenção de alumínio no Brasil, compreende as seguintes fases: a) supressão total da vegetação (corte raso), b) retirada do solo superficial (*topsoil*), c) desmonte do solo, d) retirada do material estéril que não apresenta nenhum aproveitamento econômico para empresa e, e) separação da bauxita do rejeito (Salomão et al., 2007). Após essas atividades, faz-se a reconformação topográfica do terreno, com posterior espalhamento do *topsoil* retirado anteriormente, em toda a camada superficial do solo, e em seguida, procede-se com a restauração das áreas degradadas de acordo com o plano de recuperação de áreas degradadas (PRAD) da empresa.

Após a mineração, a devolução do *topsoil* é imprescindível, pois potencializa a regeneração natural em decorrência da grande quantidade de sementes de espécies florestais (Salomão et al., 2014; Nascimento et al., 2016) e melhora as propriedades físicas, químicas e microbiológicas do solo (Ferreira & Vieira, 2017).



O método mais utilizado para restauração florestal de áreas degradadas pela mineração é o plantio de mudas de espécies florestais, associado à cobertura do solo com *topsoil* (Salomão et al., 2014; Martins et al., 2018a), pois após a extração mineral, a área apresenta baixa ou nenhuma resiliência, principalmente quando as fontes de propágulos se encontram distantes das áreas a serem restauradas. No entanto, este método além de ser oneroso, aliado à uma alta taxa de mortalidade das mudas em áreas mineradas nos primeiros anos, não garante o sucesso do projeto muitas vezes (Martins et al., 2018a).

Associado a esses problemas, a falta de mudas de diferentes espécies florestais nativas para plantio tem se tornado frequente (Silva et al., 2017). Isso acontece porque as sementes de algumas espécies apresentam baixa viabilidade e dificuldades de germinação em viveiros (Meli et al., 2016), que pode ser o fator determinante para as altas taxas de mortalidade registradas em campo, principalmente nos primeiros anos, onde algumas espécies apresentam até cem por cento de mortalidade (Salomão et al., 2014).

A perda de mudas não só eleva o custo da restauração como também deixa o solo mais exposto a processos erosivos. Contudo, esse obstáculo pode ser minimizado com a correta seleção das espécies para restauração, atentando-se para adaptabilidade das mesmas, informações sobre crescimento rápido (Villacís et al., 2016), produção de recursos para atração da fauna silvestre (Baur, 2014) e elevada produção de serapilheira (Rai et al., 2016; Villa et al., 2016) para recobrimento do solo. Além disso, também deve-se levar em consideração que a modificação total do ambiente proporcionará micro sítios totalmente diferentes dos que haviam antes da supressão, e que esses ambientes podem favorecer um determinado grupo de espécies (Fengler et al., 2017).

Assim, é necessário que a seleção e plantio de espécies considere informações sobre estabelecimento e crescimento em sítios próximos das áreas mineradas, aumentando a chance de sobrevivência das mudas após o plantio, diminuindo dessa forma os custos de implantação. Por este motivo, o monitoramento contínuo do desempenho das espécies plantadas e da regeneração natural em áreas de mineração (Atondo-Bueno et al., 2018) é fundamental. Por meio de dados do monitoramento é possível diagnosticar a adaptação, sobrevivência e crescimento das espécies e com essas informações, estabelecer grupos com características de crescimento similares e aptidão para implantação inicial (Salomão et al., 2014; Fengler et al., 2017).

Neste contexto, a questão científica levantada foi: é possível selecionar espécies para o plantio de ecossistemas pós mineração levando-se em consideração a taxa de sobrevivência, o crescimento e a regeneração natural? A hipótese testada é de que, essas variáveis são eficientes

e podem ser utilizadas para seleção de espécies mais aptas as condições bioedafoclimáticas dos ecossistemas pós mineração. Com isso, o objetivo deste trabalho foi avaliar a sobrevivência, o crescimento e a regeneração natural de espécies florestais em ecossistemas de plantio após mineração de bauxita na Amazônia Oriental.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1. Área de estudo**

O estudo foi desenvolvido em áreas da empresa Mineração Paragominas S.A., do grupo Hydro, localizada no nordeste do Estado do Pará, no Platô Miltônia 3 (3°15'38"S e 47°43'28"O) a altitude de 150 m, a 70 km distante da sede municipal de Paragominas-PA.

A vegetação predominante é classificada como Floresta Ombrófila Densa Submontana (IBGE, 2012) e os principais solos são caracterizados como Latossolos Amarelos, Argissolos Amarelos, Plintossolos, Gleissolos e Neossolos (Rodrigues et al., 2003). Segundo a classificação de Köppen-Geiser, o clima na região é do tipo "Aw" (tropical úmido), onde a temperatura média é de 26,3 °C com índice pluviométrico anual de aproximadamente 1.800 mm, sendo que, o período mais chuvoso vai de janeiro a maio com a umidade relativa do ar em torno de 81% (Alvares et al., 2013).

#### **2.1.1. Atividades realizadas após a exploração**

Após a extração de bauxita no subsolo, a empresa Mineração Paragominas S.A., realiza a reconformação do terreno e espalhamento do *topsoil*. Posteriormente, é realizada a restauração florestal que entre outras técnicas utiliza o método de plantio de mudas de espécies florestais nativas.

#### **2.1.2. Ecossistemas de estudo**

Para a seleção das espécies foram selecionadas cinco áreas em recuperação com diferentes anos de implantação, 2009 a 2013 (Tabela 1). Em todas as áreas foi utilizado o método de plantio de mudas de espécies florestais nativas com média de 147 espécies, adotando-se espaçamento de 3 x 3 m (1.111 mudas.ha<sup>-1</sup>).

**Tabela 1.** Número de parcelas e subparcelas para avaliação dos indivíduos arbóreos, arbustivos e regenerantes nas áreas de plantio para restauração florestal de áreas anteriormente mineradas, Paragominas, Pará, Brasil.

Áreas	Ano de plantio	Anos pós-plantio	Área (ha)	Parcela/Subparcela
1	2009	9	71,03	6/6
2	2010	8	61,69	6/6
3	2011	7	123,23	12/12
4	2012	6	74,75	6/6
5	2013	5	99,10	10/10
Total	---	---	429,80	40/40

Em todas as áreas, antes do plantio, foram realizados os seguintes procedimentos: a) re-conformação do terreno; b) subsolagem com aplicação de fosfato natural reativo (33% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> total e 10% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> solúvel em ácido cítrico 2%) no fundo do sulco; e c) espalhamento do *topsoil*. Em seguida, foram aplicados 800 kg ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico em área total e 200 g por cova de adubo NPK (06 30 06) e micronutrientes (0,5% B, 0,5% Cu, 0,5% Zn). Foram também aplicados 2,5 Kg de composto orgânico por cova, constituído de terra vegetal, caroço de açaí carbonizado, palha de arroz carbonizado, cama de frango curtido e triturado e esterco de ovino curtido e triturado, na proporção de 20% de cada componente.

## 2.2. Métodos

### 2.2.1. Sistema de amostragem e classificação das espécies

Para quantificar os indivíduos plantados nas cinco áreas, foram instaladas 40 parcelas de 20 x 50 m (1.000 m<sup>2</sup>), com subparcelas de 10 x 10 m (100 m<sup>2</sup>) para avaliação da regeneração natural dos indivíduos arbóreos e arbustivos (Tabela 1). O número de parcelas é variável por ano de implantação de acordo com o tamanho total da área recuperada.

### 2.2.2. Identificação das espécies arbóreas e arbustivas

As espécies arbóreas e arbustivas foram identificadas em nível de espécie e sinalizadas com placas de alumínio. Quando não foi possível identificar a espécie *in situ*, foi coletado material vegetal para determinação científica no herbário Felisberto Camargo da Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA). Para todas as espécies registradas procurou-se obter amostras botânicas para certificar a determinação científica adotada. Os nomes científicos foram corrigidos pelo portal Re flora – Plantas do Brasil (Flora do Brasil 2020, 2019), adotando-se o sistema de classificação APG IV (2016).

### 2.2.3. Densidade absoluta do plantio e da regeneração natural

A densidade absoluta dos indivíduos que foram plantados e da regeneração natural foi calculada através da relação do número de indivíduos pela área em que foram amostrados (Souza & Soares, 2013) (Eq. 1).

$$DA = \frac{N}{A} \quad (1)$$

Em que:

DA = Densidade absoluta, número de indivíduos por hectare;

N = Número absoluto de indivíduos amostrados;

A = Área amostrada em hectare

### 2.2.4. Classificação das ameaçadas de extinção e exóticas

As espécies que apresentam algum nível de ameaça de extinção foram listadas de acordo com Martinelli & Moraes (2013) e IUCN (2019). Foram registradas também aquelas que são exóticas do Brasil e do bioma amazônico.

### 2.2.5. Mortalidade, recrutamento e ingresso

A mortalidade de árvores e arbustos de uma determinada espécie foi determinada por meio da divisão entre o número de indivíduos mortos pelo número de indivíduos vivos (Souza & Soares, 2013) (Eq. 2).

$$TM_{i(\%)} = \frac{n_i}{N_i} \times 100 \quad (2)$$

Em que:

$TM_{i(\%)}$  = taxa de mortalidade entre duas avaliações;

$n_i$  = número de árvores e arbustos mortos da  $i$ -ésima espécie, entre duas avaliações sucessivas;

$N_i$  = número de árvores e arbustos vivos da  $i$ -ésima espécie na primeira avaliação

Além disso, foram avaliados na regeneração natural o recrutamento e o ingresso (Eq. 3), sendo que, todas as áreas foram avaliadas a partir de maio de 2013 a novembro de 2017, perfazendo 4,5 anos de monitoramento. Para o recrutamento, considerou-se os novos indivíduos de

uma espécie que já estava presente na área e o ingresso ao aparecimento de indivíduos de novas espécies (Jardim, 2015).

$$TR_{i(\%)} = [(A_1 - A_0) \times (A_0 + A_1)^{-1}] \times 100 \quad (3)$$

Em que:

$TR_{i(\%)}$  = taxa de regeneração natural do recrutamento e ingresso;

$A_0$  = abundância absoluta na primeira amostragem da  $i$  espécie;

$A_1$  = abundância absoluta na segunda amostragem da  $i$  espécie

### 2.2.6. Incremento em diâmetro e altura

Os dados de crescimento são resultados do monitoramento semestral da flora, de onde se obteve os valores de DAP (Diâmetro a Altura do Peito, medido a 1,30 m do nível do solo para indivíduos com altura do fuste  $> 1,30$  m) e, ou, diâmetro do colo à 0,10 m do solo (para indivíduos com altura do fuste  $\leq 1,30$  m) e altura total da planta ( $H_t$ ). O DAP foi medido com uma fita métrica e a altura com auxílio de uma vara graduada em centímetros, com 4 m de tamanho. A última medição das variáveis de crescimento foi realizada no mês de novembro de 2017 e com os valores obtidos foi calculado o Incremento Médio Anual – IMA em DAP e altura (Eq. 3 e 4 respectivamente).

$$IMA_{DAP} = \frac{DAP}{t} \quad (4)$$

$$IMA_H = \frac{H_t}{t} \quad (5)$$

Em que:

IMA = Incremento Médio Anual (cm);

t = Tempo (anos);

DAP = Diâmetro a Altura do Peito (cm);

$H_t$  = Altura total (m)

### 2.2.7. Classificação das espécies quanto a aptidão para o plantio

As espécies plantadas e regenerantes foram categorizadas em quatro classes de mortalidade, conforme a metodologia adaptada de Salomão et al. (2014), onde a mortalidade de uma espécie é: a) muito baixa - quando a taxa de mortalidade é inferior ao valor relativo da média da mortalidade de todas as espécies amostradas subtraído do desvio padrão; b) baixa - mortalidade relativa abaixo ou igual a média e igual ou acima do limite superior da classe muito baixa; c) alta - mortalidade relativa acima da média e igual ou abaixo do limite inferior da classe muito alta; e d) muito alta - mortalidade relativa acima da soma da média mais desvio padrão. Foram excluídas desta classificação as espécies exóticas do Brasil e as que obtiveram um total de indivíduos inferior a cinco, proporcionando maior confiabilidade das avaliações. O  $IMA_{DAP}$  e  $IMA_H$  de cada espécie também foi categorizado em quatro classes: a) muito baixo; b) baixo; c) alto; e, d) muito alto, seguindo os mesmos critérios utilizadas na descrição da mortalidade.

A taxa de sobrevivência é considerada a variável de maior interesse em relação ao IMA, pois algumas espécies apresentam crescimento lento em relação a outras, por esta razão foram atribuídos pesos as variáveis, sendo que, a mortalidade recebeu peso 2 e o  $IMA_{DAP}$  e  $IMA_H$  peso 1. Assim, o IMA ficou classificado como: “muito baixo = 1”, “baixo = 2”, “alto = 3”, “muito alto = 4”. Para a taxa de mortalidade os valores com peso 2: “muito alta = 2”, “alta = 4”, “baixa = 6” e “muito baixa = 8”. O valor ponderado foi calculado pela soma dos valores atribuídos a cada variável, sendo que, quanto maior o valor, melhor o desempenho da espécie e por isso mais apta a mesma para o plantio inicial.

As espécies consideradas aptas para o plantio, ou seja, com desempenho satisfatório, foram aquelas classificadas com a taxa de mortalidade “muito baixa” a “baixa” e IMA em diâmetro e altura “muito alto”, “alto” e “baixo”.

## 3. Resultados e Discussão

### 3.1. Densidade do plantio e da regeneração natural

No total, foram encontradas 125 espécies provenientes do plantio e 40 da regeneração natural, sendo 40 espécies comuns entre o plantio e a regeneração, resultando, portanto, em 156 espécies no geral. Destas, o maior número de espécies foi registrado na área implantada em 2009, enquanto que, o menor na área implantada em 2013 (Tabela 2). Essa diferença em relação ao tamanho das áreas ocorreu em função do planejamento de operação para extração da bauxita no subsolo.

**Tabela 2.** Número de espécies plantadas e regenerantes consideradas vivas e densidade da vegetação nas áreas em processo de restauração, anteriormente degradada pela atividade minerária no município de Paragominas, Pará, Brasil.

Ano do Plantio	Tempo de restauração (anos)	Nº de espécies plantio	Densidade do plantio (ind.ha <sup>-1</sup> )	Nº de espécies Regenerantes	Densidade da regeneração (ind.ha <sup>-1</sup> )	Densidade total (ind.ha <sup>-1</sup> )
2009	9	72	345,00	15	616,67	961,67
2010	8	36	276,67	13	1316,67	1593,34
2011	7	47	260,83	19	2183,33	2444,16
2012	6	41	401,67	16	1500,00	1901,67
2013	5	31	470,00	6	540,00	1010,00

A densidade absoluta das espécies plantadas foi maior na área com o menor tempo de restauração, em contrapartida, o número de espécies regenerantes foi pequeno quando comparado as demais áreas (Tabela 2). Também foi constatado que não houve aumento expressivo do número de espécies na regeneração natural com o avanço da restauração, sobretudo no ecossistema com sete anos de idade, o que pode ser explicado em função do tempo de estocagem do *topsoil*, o qual possivelmente foi diferente entre as áreas. O tempo de estocagem do *topsoil* apresenta uma relação inversa com a germinação, pois as sementes acabam germinando precocemente, podendo também morrer soterradas com ausência de oxigênio e ainda serem predadas por microorganismos (Fowler et al., 2015).

Das cinco áreas, aquelas com sete e oito anos apresentaram as menores densidades de espécies plantadas. No entanto, essa baixa densidade foi suprida pela regeneração natural, sobretudo na área com sete anos, que para Jesus et al. (2016) é um indicador do reestabelecimento da vegetação local e conseqüentemente dos processos sucessionais, dando início a estratificação de uma futura floresta.

### 3.2. Espécies ameaçadas de extinção

Das 156 espécies encontradas nas cinco áreas, seis (3,85%) apresentaram algum nível de ameaça à extinção de acordo com Martinelli & Moraes (2013) e a União Internacional para Conservação da Natureza – IUCN (2019) (Tabela 3).

**Tabela 3.** Espécies com algum nível de ameaças de acordo com Martinelli & Moraes (2013) e a União Internacional para Conservação da Natureza - IUCN (2018) com seus respectivos números de indivíduos e taxa de mortalidade. NT: Quase ameaçada; VU: Vulnerável; EN: Em perigo; CR: Criticamente em perigo; LC: Menos preocupante.

Espécies	Nível de ameaça		Número Indivíduos	Mortalidade %
	Martinelli & Moraes (2013)	IUCN (2018)		
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	VU	VU	23	17,0
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Sm.	NT	EN	5	20,0
<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	VU	LC	91	30,0
<i>Vouacapoua americana</i> Aubl.	EM	CR	3	33,0
<i>Swietenia macrophylla</i> King	VU	VU	57	51,0
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	NT	---	36	83,0

Essas espécies são consideradas importantes para conservação e prioritárias na fase inicial do plantio, com exceção de *Amburana cearensis* (Allemão) A.C. Sm. que não ocorre naturalmente no norte do Brasil e *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos, que apresentou um elevado percentual de mortalidade, devendo por isso ser plantada como estratégia de enriquecimento da vegetação. Plantios que visam a conservação de espécies ameaçadas devem ser realizados próximos as áreas de ocorrência natural, buscando recompor populações naturais e o banco de germoplasma (Shimizu, 2007).

### 3.3. Espécies exóticas

Foram encontradas nove espécies consideradas exóticas do Brasil: *Mangifera indica* L., *Annona muricata* L., *Cassia fistula* L., *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, *Tamarindus indica* L., *Pachira glabra* Pasq., *Khaya ivorensis* A.Chev., *Citharexylum macrophyllum* Poir., *Anadenanthera pavonina* L. e quatro espécies exóticas do Bioma amazônico: *Amburana cearensis* (Allemão) A.C. Sm., *Bauhinia rufa* (Bong.) Steud., *Libidibia ferrea* (Mart.) L.P. Queiroz e *Stryphnodendron coriaceum* Benth.

Espécies exóticas não são recomendadas para restauração florestal de áreas degradadas, pois algumas delas podem inibir o crescimento e a regeneração natural de espécies nativas ou ainda ocupar áreas extensas, transformando a estrutura e conseqüentemente, as funções ecossistêmicas. Neste sentido, a empresa deve evitar o plantio dessas espécies e eliminar as que por ventura venham a regenerar e se disseminar em área total. Dentre as espécies exóticas do Brasil, *Leucaena leucocephala* é considerada agressiva, inibindo a sucessão florestal (Silva et al.,



2016). *Mangifera indica* além de exótica é invasora e assim como *L. leucocephala* deve ser erradicada, não sendo recomendada para implantação em outras áreas.

Quanto as espécies exóticas do Bioma amazônico, *Libidibia ferrea* aparece em quatro áreas das cinco estudados, com 95% de sobrevivência (38 indivíduos), sendo uma das espécies com maior percentagem de sobrevivência, mostrando-se adaptada às condições bioedafoclimáticas da região. Essa espécie é considerada de multiuso e ocorre naturalmente do Piauí ao Rio de Janeiro (Maia, 2004), sendo inclusive recomendada para restauração de áreas degradadas no Estado do Rio de Janeiro (Moraes et al., 2013).

#### 3.4. Mortalidade, recrutamento e ingresso

Espécies representadas por mais de quatro indivíduos plantados apresentaram elevada taxa de mortalidade, chegando a 100%, como *Annona mucosa*, *Euterpe oleracea*, *Parkia gigantocarpa* e *Khaya ivorensis* (Tabela 4). O plantio inicial dessas espécies deve ser evitado, pois as condições ambientais não são propícias às características ecológicas das mesmas e, isso ocasionará problemas subsequentes, como consequente susceptibilidade à processos erosivos em decorrência da exposição do solo que promove a compactação demasiada do solo, escassez de matéria orgânica inicial e radiação solar intensa em períodos de estiagem (Salomão et al., 2007). Além disso, é importante considerar a competição intraespecífica por recursos, sendo que, aquelas espécies que obtiverem melhor interação com o meio tendem a sobreviver.

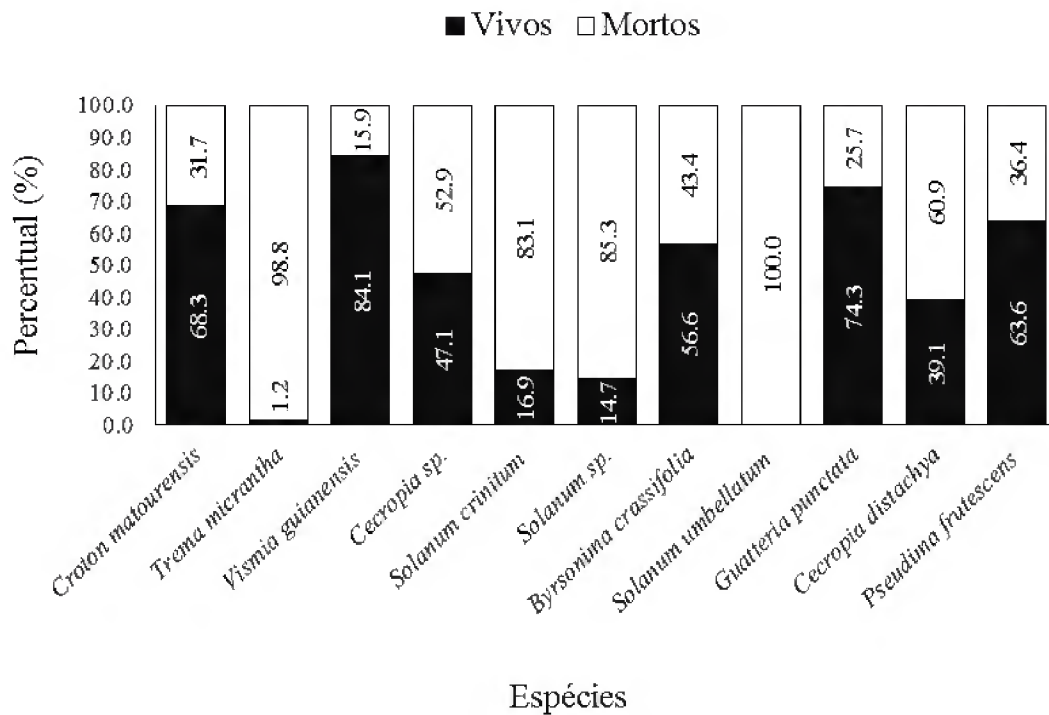
**Tabela 4.** Espécies com as maiores taxas de mortalidade que foram plantadas nas áreas anteriormente degradadas pela mineração de bauxita no município de Paragominas, Pará, Brasil.

Nº de áreas ocorrentes	Espécies	Mortalidade (%)	Nº Indivíduos mortos
5	<i>Bixa orellana</i> L.	98,11	52
	<i>Schizolobium parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> (Huber ex Ducke) Barneby	94,20	65
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	83,33	30
4	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	89,47	17
	<i>Mabea fistulifera</i> Benth.	78,95	15
	<i>Ceiba pentandra</i> (G.) Gaertn.	76,92	30
3	<i>Annona mucosa</i> Jacq.	100,00	14
	<i>Spondias mombin</i> L.	80,00	16
2	<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	100,00	4
	<i>Parkia multijuga</i> Benth.	81,82	9
	<i>Bagassa guianensis</i> Huber	81,25	13
	<i>Mabea fistulifera</i> Benth	78,95	15
	<i>Sterculia apetala</i> var. <i>elata</i> (Ducke) E.L. Taylor ex Brako & Zarucchi	78,13	25
	<i>Senna georgica</i> H.S.Irwin & Barneby var. <i>georgica</i>	77,78	7
1	<i>Parkia gigantocarpa</i> Ducke	100,00	5
	<i>Khaya ivorensis</i> A.Chev.	100,00	5
	<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth.	88,00	15
	<i>Citharexylum macrophyllum</i> Poir.	86,67	13

*Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* e *Bixa orellana*, foram plantadas nas cinco áreas avaliadas e, em grande quantidade (Tabela 4). Essas espécies têm sido frequentemente utilizadas em função da facilidade de obtenção de sementes e crescimento rápido, contudo, neste trabalho os indivíduos dessas espécies registraram taxa de mortalidade expressiva (> 94%) (Tabela 4), indicando que não devem ser plantados em ambientes com características semelhantes.

Apesar de *S. parahyba* var. *amazonicum* ser uma árvore leguminosa com indicação de associação microbiológica que promove a melhoria do solo, os resultados obtidos indicam que não é recomendado o seu plantio em áreas intensamente degradadas, uma vez que, a espécie apresenta copa alta e rala (Souza et al., 2003), cobrindo pouco o solo e deixando suscetível a quebra do seu caule em áreas abertas. Além disso, as suas sementes e frutos não são considerados atrativos à fauna silvestre, uma característica importante que deve ser levada em consideração junto ao critério para escolha das espécies.

Das espécies regenerantes, *Trema micranta* obteve uma taxa de mortalidade de 100%, e espécies de *Solanum* mais de 80% (Figura 2). Essas espécies têm expressiva contribuição inicial na restauração de ambientes, por meio da deposição de serapilheira que aumenta a quantidade de material orgânico e melhora a fertilidade do solo e, posteriormente morrerem cumprindo seu ciclo no processo sucessional.



**Figura 1.** Taxa de indivíduos vivos e mortos, das principais espécies regenerantes que ocorreram em três ou mais áreas em processo de restauração florestal ao longo de 4,5 anos de monitoramento no município de Paragominas, Pará, Brasil.

Algumas espécies regenerantes apresentaram número de indivíduos superior a dez e ocorreram em três ou mais áreas, destacando-se *Croton matourensis*, com 228 indivíduos vivos ( $0,53 \text{ ind. ha}^{-1}$ ) e taxa de sobrevivência de 68%, após 4,5 anos de monitoramento. É uma espécie que produz serapilheira em abundância, auxiliando na capacidade de retenção hídrica (Martins et al., 2018b), proteção do solo e promove a fertilidade do solo pela disponibilidade de nutrientes.

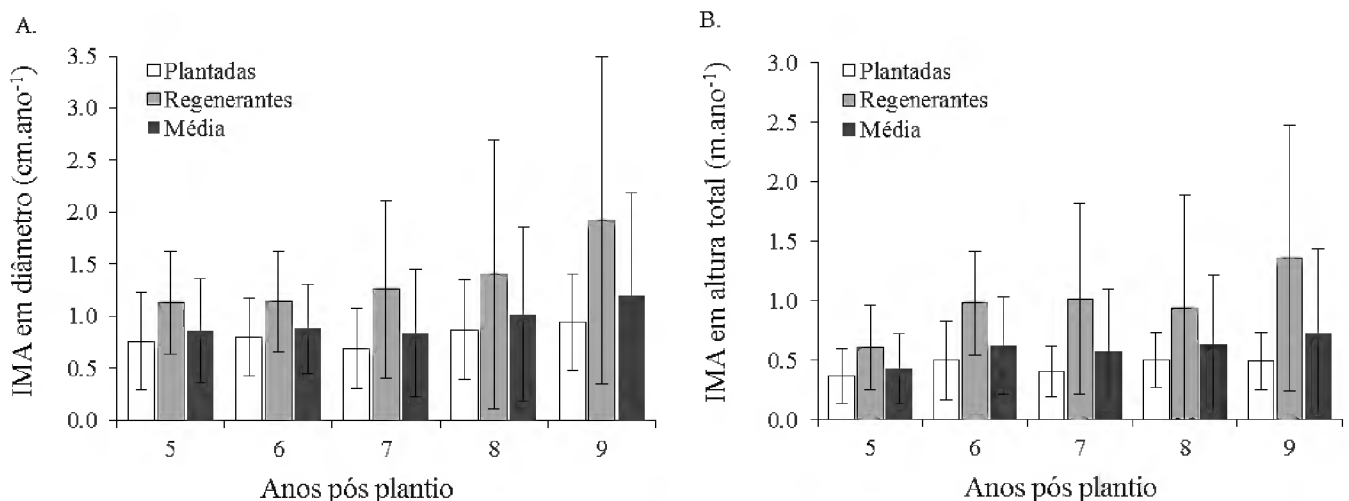
Nos primeiros anos de implantação das áreas, a riqueza da regeneração natural ou espontânea é baixa, com predomínio de poucas espécies vegetais que são caracterizadas pela alta demanda luminosa. Posteriormente, ocorre uma gradativa mudança na composição florística, aumentando a diversidade e melhorando ao mesmo tempo as propriedades físico-químicas do solo, proporcionando a ciclagem de nutrientes, considerada vital para o crescimento das plantas (Chazdon, 2012).

Em relação ao recrutamento, apenas três espécies ingressadas na regeneração natural e que são provenientes das espécies plantadas, são elas: *Handroanthus ochraceus* (Cham.) Mattos, *Handroanthus* sp. e *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth. *B. crassifolia* foi encontrada em todos as áreas avaliadas e, é popularmente conhecida como murucizeniro. Os frutos dessa espécie servem como fonte de alimento para pássaros e grandes mamíferos que provavelmente dispersam as sementes nas áreas mais longínquas.

No total, ingressaram 33 novas espécies nas cinco áreas avaliadas, destas 17 (51,52%) ingressaram na área com sete anos desde a implantação. Das espécies ingressantes, cinco aparecem em todos as áreas, são elas: *Solanum crinitum* Lam., *Solanum* sp., *Trema micrantha* (L.) Blume, *Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy e *Croton matourensis* Aubl.

### 3.5. Incremento em diâmetro e altura

Os valores médios de  $IMA_{DAP}$  variam de  $1,20 \pm 0,99$  a  $0,84 \pm 0,61$   $\text{cm.ano}^{-1}$  para as áreas com nove e sete anos de idade, respectivamente (Figura 2). Quando se analisa apenas os indivíduos plantados, a média oscila de  $0,94 \pm 0,46$  e  $0,69 \pm 0,39$   $\text{cm.ano}^{-1}$ . Mesmo apresentando-se menor do que o geral, esses valores das espécies plantadas são superiores aos  $0,48 \pm 0,41$   $\text{cm.ano}^{-1}$  encontrados por Salomão et al. (2014) na Mineração Rio do Norte - MRN, em Oriximiná, após 13 anos e por isso, deveria ser superior ao do presente estudo.



**Figura 2.** Incremento médio anual em diâmetro ( $IMA_{DAP}$ ) e altura total ( $IMA_H$ ), dos indivíduos que foram plantados e os regenerantes nas áreas anteriormente degradadas pela mineração de bauxita no município de Paragominas, Pará, Brasil. Barras representam os valores médios seguidas do desvio padrão.

As espécies regenerantes apresentam valores médios superiores as espécies plantadas, isto ocorre porque, nestas áreas, as plantas já se encontram adaptadas, com investimento dos recursos inicialmente em crescimento em altura e posteriormente em diâmetro. Pode-se inferir também que, o crescimento lateral normalmente é acompanhado do crescimento da área de copa, recobrando o solo e consequentemente protegendo-o contra as intempéries.

Das espécies com as maiores taxas de sobrevivência, os valores médios de  $IMA_{DAP}$  e  $IMA_H$  foram de  $0,83 \text{ cm.ano}^{-1}$  e  $0,49 \text{ m.ano}^{-1}$ , respectivamente para 22 espécies (Tabela 5). Destas, *Senegalia polyphylla*, têm sido a espécie mais plantada e com elevado incremento tanto em altura quando em diâmetro (Tabela 5). Apesar disso, observou-se que sob a copa dessa espécie não tem ocorrido regeneração natural, com o sub-bosque praticamente sem vegetação, demonstrando ser provavelmente alelopática, recomendando-se estudos pormenorizados sobre a mesma.

**Tabela 5.** Espécies com as maiores taxas de sobrevivência, com respectivos valores de Incremento médio anual em DAP ( $IMA_{DAP}$ ) e altura total ( $IMA_H$ ), que foram plantadas nas áreas anteriormente degradadas pela mineração de bauxita no município de Paragominas, Pará.

Nº de áreas ocorrentes	Espécies	Sobrevivência % (nº indivíduos)	IMA	
			DAP <sub>(cm)</sub>	H <sub>(m)</sub>
5	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	84 (130)	1,32	0,70
	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	84 (59)	0,72	0,48
	<i>Genipa americana</i> L.	70 (83)	0,56	0,32
4	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	95 (38)	0,55	0,50
	<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	70 (64)	0,76	0,43
	<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	68 (17)	0,71	0,40
3	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	100 (15)	0,57	0,40
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	83 (19)	0,85	0,57
	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	67 (12)	0,98	0,57
	<i>Chamaecrista ensiformis</i> var. <i>plurifoliolata</i> (Hoehne) H.S. Irwin & Barneby	67 (8)	0,71	0,49
	<i>Oenocarpus distichus</i> Mart.	63 (5)	0,93	0,24
	<i>Andira inermis</i> W. Wright	60 (15)	0,52	0,38
2	<i>Astronium lecointei</i> Ducke	100 (7)	0,78	0,45
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	100 (5)	1,20	0,81
	<i>Clitoria arborea</i> Benth.	95 (19)	0,87	0,59
	<i>Chloroleucon acacioides</i> (Ducke) Barneby & J.W. Grimes	80 (8)	0,83	0,53
	<i>Anacardium occidentale</i> L.	66 (15)	0,78	0,34
1	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	100 (5)	0,62	0,44
	<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart. & Zucc.) Dugand	80 (4)	0,83	0,29
	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Sm.	80 (4)	0,46	0,35
	<i>Machaerium froesii</i> Rudd	70 (7)	1,06	0,68
	<i>Mimosa schomburgkii</i> Benth.	71 (5)	1,73	0,74

Valores de sobrevivência entre parêntese indicam o número absoluto de indivíduos vivos da respectiva espécie.

Para *Libidibia ferrea*, *Inga laurina*, *Astronium lecointei*, *Clitoria arborea*, *Guazuma ulmifolia*, *Astronium graveolens*, *Andira surinamensis*, *Hymenaea courbaril*, *Chrysophyllum sparsiflorum* registrou-se mais de 95% de sobrevivência (Tabela 5). Contudo, com exceção de *L. ferrea* e *C. arborea*, para as demais espécies o número absoluto de indivíduos foi inferior a dez, não havendo garantia de que realmente irão adquirir um desempenho satisfatório de crescimento e adaptação.

Do total geral de 156 espécies, 58 apresentaram valores de  $IMA_{DAP}$  superior a  $1 \text{ cm.ano}^{-1}$ . Salomão et al. (2014) em estudo similar realizado em Oriximiná-PA, encontraram apenas cinco espécies com incremento diamétrico superior a  $1 \text{ cm.ano}^{-1}$ , sendo elas: *Bellucia glossularioides* ( $1,64 \text{ cm.ano}^{-1}$ ), *Tapirira guianensis* ( $1,61 \text{ cm.ano}^{-1}$ ), *Simarouba amara* ( $1,24 \text{ cm.ano}^{-1}$ ), *Stryphnodendron guianensis* ( $1,23 \text{ cm.ano}^{-1}$ ) e *Anacardium occidentale* ( $1,11 \text{ cm.ano}^{-1}$ ).

Esses resultados de  $IMA_{DAP}$  retratam que a restauração dos ecossistemas anteriormente degradados pela mineração em Paragominas segue uma trajetória bem-sucedida. No entanto, ainda são necessárias melhorias quanto a reconstrução do solo, proporcionando um rápido estabelecimento e desenvolvimento vegetal.

### 3.6. Incremento em diâmetro e altura das espécies regenerantes

Para cinco espécies, provenientes da regeneração natural nas áreas de plantio, foram registrados valores de incremento em diâmetro e altura considerado satisfatório (taxa de mortalidade muito baixa a baixa), com o número de indivíduos vivos superior a dez e taxa de mortalidade inferior a 50% (Tabela 6). Dessas espécies, três ocorrem em todas as áreas avaliadas, e *Byrsonima crassifolia* foi registrada no plantio e na regeneração natural. Para *Vismia guianensis* e *Croton matourensis* obteve-se os maiores valores de IMA em DAP e altura, sendo que, para *C. matourensis* o valor de IMA é mais do que dobro do valor médio registrado para as áreas com plantio (Figura 2) e bem superior aos valores médios das espécies regenerantes, onde o IMA em diâmetro e altura foram respectivamente de  $1,37 \text{ cm.ano}^{-1}$  e  $0,98 \text{ m.ano}^{-1}$ .

Martins et al. (2018a) encontraram em um fragmento de floresta secundário próximo a área de estudo *V. guianensis* e *C. matourensis* entre as dez espécies mais representativas, demonstrando serem abundantes no banco de sementes e adaptadas as condições locais.

**Tabela 6.** Número absoluto de indivíduos superior a dez e, seus respectivos valores médios de incremento anual em diâmetro a altura do peito (IMA<sub>DAP</sub>) e altura total (IMA<sub>H</sub>) para as espécies regenerantes das áreas de plantio com baixa taxa de mortalidade (inferior a 50%) na mineração de bauxita em Paragominas, Pará, Brasil.

Nº de áreas do plantio	Espécies	Nº total indivíduos	Indivíduos Mortos	Mortalidade		IMA	
				%		DAP (cm)	H (m)
5	<i>Croton matourensis</i> Aubl.	334	106	33		2,08	1,41
5	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	108	18	17		1,02	1,11
5	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	53	23	43		0,85	0,90
3	<i>Guatteria punctata</i> (Aubl.) R.A.Howard	28	6	21		0,81	0,76
2	<i>Cheiloclinium</i> sp.	21	7	33		0,70	0,67

### 3.7. Espécies indicadas para plantio

Das 156 espécies plantadas e regenerantes registradas nas cinco áreas avaliadas representadas na amostragem com mais de quatro indivíduos, 35 (22,4%) espécies foram consideradas indicadas para o plantio em ambientes degradados pela mineração de bauxita em sítios com as mesmas características das áreas estudadas. Essas espécies foram selecionadas de acordo com os maiores valores ponderados (VP), calculado pela soma dos pesos da mortalidade e IMA em diâmetro e altura total (Tabela 7).

**Tabela 7.** Relação das espécies florestais, consideradas aptas para plantio, conforme a taxa de mortalidade “baixa (BA)” a “muito baixa (MBA)” e os valores de incremento médio anual em diâmetro a altura do peito (IMA<sub>DAP</sub>) e altura total (IMA<sub>H</sub>) “muito alto (MAL)”, “alto (AL)” a “baixo (BA)” em áreas que foram anteriormente degradadas pela mineração de bauxita em Paragominas, Pará, Brasil.

Espécies	Mort. %	Nº de Ind.	IMA		Aptidão de desempenho			VP
			DAP (cm)	H (m)	Mort.	IMA	IMA <sub>H</sub>	
<i>Croton matourensis</i> Aubl.	32,72	324	2,08	1,41	BA <sup>(6)</sup>	MAL <sup>(4)</sup>	MAL <sup>(4)</sup>	14
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	7,69	13	1,15	0,59	MBA <sup>(8)</sup>	AL <sup>(3)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	13
<i>Astronium lecointei</i> Ducke	0,00	7	0,78	0,45	MBA <sup>(8)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	12
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	0,00	15	0,78	0,49	MBA <sup>(8)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	12
<i>Clitoria arborea</i> Benth.	5,00	20	0,87	0,59	MBA <sup>(8)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	12
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	7,32	41	0,57	0,54	MBA <sup>(8)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	12
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	13,04	23	0,85	0,57	MBA <sup>(8)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	12
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	20,00	5	1,20	0,81	BA <sup>(6)</sup>	AL <sup>(3)</sup>	AL <sup>(3)</sup>	12
<i>Mimosa schomburgkii</i> Benth.	28,57	7	1,73	0,74	BA <sup>(6)</sup>	AL <sup>(3)</sup>	AL <sup>(3)</sup>	12
<i>Machaerium froesii</i> Rudd	30,00	10	1,06	0,68	BA <sup>(6)</sup>	AL <sup>(3)</sup>	AL <sup>(3)</sup>	12
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	16,67	108	1,02	1,11	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	AL <sup>(2)</sup>	11
<i>Guatteria punctata</i> (Aubl.) R.A.Howard	21,43	28	0,81	0,76	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	AL <sup>(2)</sup>	11
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	28,46	123	0,79	0,71	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	AL <sup>(2)</sup>	11
<i>Anacardium occidentale</i> L.	48,28	29	1,20	0,35	BA <sup>(6)</sup>	AL <sup>(3)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	11
<i>Solanum fulvidum</i> Bitter	50,00	8	1,00	0,81	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	AL <sup>(3)</sup>	11
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	15,00	20	0,97	0,55	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Chloroleucon acacioides</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	20,00	10	0,83	0,53	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart.) Dugand	20,00	5	0,83	0,29	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	20,00	5	0,46	0,35	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	29,67	91	0,76	0,43	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Genipa americana</i> L.	30,25	119	0,56	0,32	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	32,00	25	0,71	0,40	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10

<i>Chamaecrista ensiformis</i> var. <i>plurifoliolata</i> (Hoehne) H.S.Irwin &	33,33	12	0,71	0,49	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Lueheopsis duckeana</i> Burret	33,33	9	0,92	0,40	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Pseudima frutescens</i> (Aubl.) Radlk.	36,36	11	0,57	0,35	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Oenocarpus distichus</i> Mart.	37,50	8	0,93	0,24	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	38,10	21	0,85	0,44	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Andira inermis</i> (W.Wright) DC.	40,00	25	0,52	0,38	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Cordia goeldiana</i> Huber	43,90	123	0,62	0,33	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	45,10	51	1,01	0,50	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	45,45	11	1,01	0,50	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	47,37	19	0,45	0,34	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Cenostigma tocanthum</i> Ducke	50,00	20	0,55	0,41	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Swietenia macrophylla</i> King	50,88	57	0,74	0,46	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10
<i>Sapindus saponaria</i> L.	50,98	102	0,60	0,28	BA <sup>(6)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	BA <sup>(2)</sup>	10

BA = Baixa; MBA = Muito baixa; AL = Alta(o); MAL = Muito baixa(o); VP = Valor ponderado; números entre parênteses demonstram o peso de cada variável, onde a soma para cada espécie resultará no valor VP.

Espécies classificadas em muito baixa (MBA) e baixa mortalidade (BA) registraram valores percentuais menores do que 13,38% e entre 13,38 a 51,57%, respectivamente. Das indicadas, sete espécies foram enquadradas na classe de “muito baixa mortalidade”, indicando elevada adaptabilidade e, por isso devem ser priorizadas em futuros plantios com características semelhantes as áreas estudadas.

Em relação ao IMA<sub>DAP</sub>, para sete espécies registrou-se valores considerados altos (maior ou igual a 1,04 e menor ou igual a 1,85 cm.ano<sup>-1</sup>) e apenas *C. matourensis* foi classificada com valor muito alto (maior do que 1,85 cm.ano<sup>-1</sup>), apresentando também o maior IMA<sub>H</sub>, com 1,41 m.ano<sup>-1</sup>. Valores de incremento, superior à média geral, com elevados valores de desvio padrão, fizeram com que poucas espécies fossem classificadas como incremento alto a muito alto. Ressalta-se ainda que, espécies com desempenho não satisfatório não devem ser totalmente excluídas, sobretudo aquelas dos grupos ecológicos secundárias ou tolerantes a sombra, mas que sua introdução nas áreas seja de forma escalonada no tempo, ou seja, em atividade de enriquecimento após o plantio inicial.

Fatores não associados diretamente as espécies, mas que podem afetar diretamente o estabelecimento destas nas áreas devem ser considerados de maneira conjunta como o preparo do solo e o período adequado para o plantio, garantindo taxa de sobrevivência e crescimento que garantam o sucesso da recuperação das áreas.

#### 4. Conclusão

Das 156 espécies avaliadas, 35 apresentaram uma taxa de mortalidade classificada como “baixa” a “muito baixa” e o crescimento em diâmetro e altura “baixos” a “muito alto”, e, assim



são indicadas como prioritárias para o plantio inicial em novas áreas em que se almeja reestabelecer a vegetação nativa.

Elevadas taxas de mortalidade (> 75%), foram registradas para 21 espécies, formando um grupo de espécies não recomendadas para plantio pelo menos na fase de implantação das áreas, enquanto para 32 espécies a taxa de sobrevivência foi superior a 60%.

Na regeneração natural espontânea foram registradas 36 espécies, das quais três foram recrutadas e as demais ingressaram na amostragem ao longo do monitoramento, sendo que, *Solanum crinitum*, *Solanum* sp., *Trema micrantha*, *Vismia guianensis*, *Croton matourensis* foram registradas em todas as áreas estudadas.

Seis espécies encontram-se em listas oficiais de ameaçadas de extinção, com taxas de crescimento e mortalidade de acordo com os critérios adotados no estudo e, assim sua manutenção e inclusão em novas áreas deve ser fomentada como estratégia para enriquecimento e conservação das áreas em recuperação.

Outras nove espécies estão relacionadas em listas de espécies exóticas do Brasil e quatro do Bioma amazônico, não sendo recomendado o seu plantio visando a restauração ecológica como forma de evitar invasões biológicas no futuro que possam comprometer o objetivo da restauração.

### **Agradecimentos**

À Mineração Paragominas SA (MPSA), por todo o apoio logístico durante as atividades, sendo este produto BRC 00004 do BRC (Brasil-Noruega Biodiversity Research Consortium). A Universidade Federal Rural da Amazônia, pelo apoio à pesquisa científica e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de bolsa de pós-graduação ao primeiro autor (doutorado).

### **Referências**

ABAL. Associação Brasileira de Alumínio. Bauxita no Brasil: mineração responsável e competitividade. São Paulo: ABAL, 2017. 66p. Disponível em: <<http://abal.org.br/publicacao/bauxita-no-brasil-mineracao-responsavel-e-competitividade/>>. 31 Dez. 2017.

APG IV. 2016. An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. Botanical Journal of the Linnean Society, v.181, p.1-20, 2016. Disponível em: <[http://reflora.jbrj.gov.br/downloads/2016\\_GROUP\\_Botanical%20Journal%20of%20the%20Linnean%20Society.pdf](http://reflora.jbrj.gov.br/downloads/2016_GROUP_Botanical%20Journal%20of%20the%20Linnean%20Society.pdf)>. 21 Abr. 2019.

Alvares, C.A.; Stape, J.L.; Sentelhas, P.C.; Gonçalves, J.L.M.; Sparovek, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v.22, n.6, p.711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

Atondo-Bueno, E.J.; Bonilla-Moheno, M.; López-Barrera, F. Cost-efficiency analysis of seedling introduction vs. direct seeding of *Oreomunnea mexicana* for secondary forest enrichment. *Forest Ecology and Management*, v.409, p.399-346, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.028>

Baur, B. Dispersal-limited species - A challenge for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology*, v.15, n.7, p.559-564, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.06.004>

Chazdon, R. Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*. v.7, n.3, p.195-218, 2012.

DNPM. Departamento Nacional de Produção Mineral. 2015. Sumário Mineral. Brasília, DNPM. 146p.

Fengler, F.H.; Bressane, A.; Carvalho, M.M.; Longo, R.M.; Medeiros, G.A.; Melo, W.J.; Jacobvac, C.C.; Ribeiro, A.I. Forest restoration assessment in Brazilian Amazonia: A new clustering-based methodology considering the reference ecosystem. *Ecological Engineering*, v.108, p.93-99, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.008>

Ferreira, M.C.; Vieira, D.L.M. Topsoil for restoration: Resprouting of root fragments and germination of pioneers triggers tropical dry forest regeneration. *Ecological Engineering*, v.103, p.1-12. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.03.006>

Fowler, W.M.; Fontaine, J.B.; Enright, N.J.; Veber, W.P. Evaluating restoration potential of transferred topsoil. *Applied Vegetation Science*, v.18, n.3, p.529-558, 2015.

Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. 18 Abr. 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. 2. ed. Rio de Janeiro. 2012. 275p.

Jardim, F.C.S. Natural regeneration in tropical forests. *Revista de Ciências Agrárias*, v.58, n.1, p.105-113, 2015.

Jesus, E.N.; Santos, T.S.; Ribeiro, G.T.; Orge, M.D.R.; Amorim, V.O.; Batista, R.C.R.C. Regeneração natural de espécies vegetais em jazidas revegetadas. *Floresta e Ambiente*, v.23, n.2, p.191-200, 2016.

Maia, G.N. Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades. São Paulo: D&Z. Computação Gráfica, 2004. 413p.

Martins, W. B. R., Ferreira, G. C.; Souza, F. P.; Dionisio, L. F. S.; Oliveira, F. A. Deposição de serapilheira e nutrientes em áreas de mineração submetidas a métodos de restauração florestal em Paragominas, Pará. *FLORESTA*, v.48, n.1, p.37-48, 2018a. <https://doi.org/10.5380/rf.v48i1.49288>

Martins, W.B.R.; Vale, R.L.; Ferreira, G.C.; Andrade, V.M.S.; Dionísio, L.F.S.; Rodrigues, R.P.; Oliveira, F.A.; Souza, G.M.P. Litterfall, litter stock and water holding capacity in post-mining forest restoration ecosystems, Eastern Amazon. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v.13, n.3, p.1-9, 2018. <https://doi.org/10.5039/agraria.v13i3a5546>

Martinelli, G.; Moraes, M.A. Livro Vermelho da Flora do Brasil: Plantas raras do Cerrado. 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro: CNCFlora, 2014. 322p.

Meli, P.; Isernhagen, I.; Brancalion, P.H.S.; Isernhagen, E.C.C.; Behling, M.; Rodrigues, R.R. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. *Restoration Ecology*, v.26, n.2, 2017. <https://doi.org/10.1111/rec.12567>

Moraes, L.F.D.; Assumpção, J.M.; Pereira, T.S.; Luchiari, C. Manual técnico para a restauração de áreas degradadas no Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Jardim Botânico, 2013. 84p.

Nascimento, G.O.; Pereira, J.A.A.; Barros, D.A.; Silva, R.A.; José, A.C.; Ferreira, J.B.; Oliveira, S.S. Propagule emergence in topsoil from a high-altitude field end implications for bauxite mining area restoration. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, v.8, p.310-319, 2016. <https://doi.org/10.5897/IJBC2016.1031>

Rai, A.; Singh, A.K.; Ghosal, N.; Singh, N. Understanding the effectiveness of litter from tropical dry forests for the restoration of degraded lands. *Ecological Engineering*, v.93, p.76-81, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.014>

Salomão, R.P.; Rosa, N.A.; Morais, K.A.C. Dinâmica da regeneração natural de árvores em áreas mineradas na Amazônia. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, v.2, p.85-139, 2007.

Salomão, R.P.; Brienza Júnior, S.; Rosa, N.A. Dinâmica de reflorestamento em áreas de restauração após mineração em unidade de conservação na Amazônia. *Revista Árvore*, v.38, n.1, p.1-24, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000100001>

Shimizu, J.Y. Estratégia complementar para conservação de espécies florestais nativas: resgate e conservação de ecótipos ameaçados. *Pesquisa Florestal Brasileira*, n.54, p.07-35, 2007.

Silva, K.A.; Martins, S.V.; Miranda Neto, A.; Demolinari, R.A.; Lopes, A.T. Restauração florestal de uma mina de bauxita: avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. *Floresta e Ambiente*, v.23, n.3, p.309-319, 2016. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.142515>

Silva, A.P.M.; Schweizer, D.; Marques, H.R.; Teixeira, A.M.C.; Santos, T.V.M.N.; Sambuichi, R.H.R.; Badari, C.G.; Gaudare, U.; Brancalion, P.H.S. Can current native tree seedling production and infrastructure meet an increasing forest restoration demand in Brazil? *Restoration Ecology*, v.25, n.4, p.509-515, 2017. <https://doi.org/10.1111/rec.12470>

Souza, C.R.; Rossi, L.M.B.; Azevedo, C.P.; Vieira, A.H. Paricá: *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber x Duck) Barney. Manaus: Embrapa Amazônia Oriental, 2003. 12p. (Embrapa Amazônia Oriental. Circular Técnico, 18).

Souza, A.L.; Soares, C.P.B. Florestas nativas: estrutura, dinâmica e ambiência. Viçosa: UFV, 2013. 322p.

Villa, E.B.; Pereira, M.G.; Alonso, J.M.; Beutler, S.J.; Leles, P.S.S. Aporte de serapilheira e nutrientes em áreas de restauração florestal com diferentes espaçamentos de plantio. *Floresta e Ambiente*, v.23, n.1, p.90-99, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.067513>

Villacís, J.; Armas, C.; Hang, S.; Casanoves, F. Selection of adequate species for degraded areas by oil-exploitation industry as a key factor for recovery forest in the Ecuadorian Amazon. *Land Degradation & Development*, v.27, n.3, p.1771-1780, 2016. <https://doi.org/10.1002/ldr.2511>

## Capítulo IV

(Submetido para publicação na Revista Ecological Engineering)

### Trajetórias de ecossistemas florestais sob restauração após a mineração de bauxita na Amazônia Oriental

#### Resumo

A mineração é uma atividade humana crucial, no entanto, geralmente promove uma grave degradação ambiental. Os ecossistemas em restauração podem ser monitorados pela avaliação dos indicadores, que mostrarão a trajetória do ecossistema. O objetivo deste trabalho foi comparar a trajetória de três ecossistemas em restauração após a mineração de bauxita com sete, oito e nove anos com um ecossistema de referência (floresta nativa) na Amazônia Oriental. Foram avaliados indicadores estruturais (estrutura horizontal da vegetação, densidade da regeneração natural e cobertura do solo), indicadores de composição (diversidade de espécies, grupos ecológicos e síndrome de dispersão) e indicadores funcionais (propriedades químicas do solo). A área basal e a densidade da regeneração natural foram maiores na floresta nativa em relação aos ecossistemas restauradores. *Croton matourensis* e *Vismia guianensis*, originárias da regeneração natural e encontradas em estágios iniciais de sucessão, apresentaram o maior Índice de Valor de Importância (IVI) nos três ecossistemas em restauração. A taxa de cobertura do solo e os índices de diversidade de Shannon e Simpson aumentaram com a restauração da idade do ecossistema. As espécies pioneiras dominaram os ecossistemas restauradores, onde a zoocoria atingiu 63% das espécies, enquanto na floresta nativa as espécies secundárias tardias apresentaram 75% da zoocoria. Em relação aos indicadores funcionais, alguns atributos químicos dos *Technosols* e da serapilheira foram semelhantes aos da floresta de referência nativa. Portanto, os indicadores avaliados foram eficientes para mostrar que os ecossistemas restauradores estão em uma trajetória de sucesso, porém levará mais tempo para que esses ecossistemas sejam totalmente restaurados ou apresentem os mesmos atributos da floresta de referência nativa.

Palavras-chave: Degradação ambiental, recuperação de mina, monitoramento periódico, avaliação de indicadores.

### Trajectories of forest ecosystems under restoration after bauxite mining in the Eastern Amazonia

#### Abstract

Mining is a crucial human activity, however it usually promotes serious environmental degradation. Ecosystems under restoration can be monitored by the indicators assessment, which will show the ecosystem trajectory. The objective of this work was to compare the trajectory of three ecosystems under restoration after bauxite mining with seven, eight, and nine years with a reference ecosystem (native forest) in the Eastern Amazon. Structural indicators (horizontal structure of the vegetation, density of the natural regeneration, and soil coverage), compositional indicators (species diversity, ecological groups, and dispersal syndrome), and functional indicators (soil chemical properties) were assessed. Basal area and density of the natural regeneration were higher in the native forest in relation to the restoring ecosystems. *Croton matourensis* and *Vismia guianensis*, originated from the natural regeneration and found in initial successional stages, had the highest Importance Value Index (IVI) in the three restoring ecosystems. The rate of soil coverage and the diversity indexes of Shannon and Simpson increased with the restoring ecosystem age. Pioneer species dominated the restoring ecosystems, where zoochory reached 63% of the species, while in the native forest late secondary species presented 75% of zoochory. Regarding functional indicators, some chemical attributes of Technosols and litter were similar to the native reference forest. Therefore, the assessed indicators were efficient to show that the restoring ecosystems are under a successful trajectory, however it will take a longer time for these ecosystems to be fully restored or to present the same attributes of the native reference forest.

Keywords: Environmental degradation, mine recovery, periodic monitoring, indicator evaluation.

## 1. Introdução

A atividade minerária vem crescendo intensamente na Amazônia brasileira, onde um dos minérios explorados mais importantes é a bauxita, matéria prima na produção do alumínio. A maior parte desta produção está no estado do Pará, que responde por 90% da produção brasileira de bauxita, com 38,12 milhões de toneladas no ano de 2017 (ABAL, 2019). Apesar do grande retorno econômico oriundo da mineração de bauxita na Amazônia Oriental, seus impactos ambientais são substanciais e inevitáveis. Dentre estes impactos estão a supressão da vegetação, afugentamento da fauna silvestre e a destruição das camadas superficiais e subsuperficiais do solo (Parrotta and Knowles, 2001; Jesus et al., 2016; Lima et al., 2016; Macdonald et al., 2015; Bandyopadhyay and Maiti, 2019).

De acordo com a legislação ambiental do Brasil, após a extração mineral é necessário restaurar o ambiente degradado, independente da tipologia vegetal originalmente encontrada na área lavrada. Para isso, o método mais empregado e difundido de restauração é o plantio de mudas de diversas espécies arbóreas nativas da área lavrada e da região no entorno (Wortley et al., 2013; Brancalion et al., 2015; Sughanuma and Durigan, 2015; Fonseca et al., 2017). No entanto, apenas a realização do plantio não garante que a restauração florestal seja bem-sucedida. Torna-se necessário acompanhar o desenvolvimento do ecossistema por meio do monitoramento periódico de sua trajetória (Martins, 2013; Brancalion et al., 2015; Prach et al., 2019).

No monitoramento, são avaliados indicadores que demonstrem as características de determinado atributo do ecossistema em restauração (SER, 2004). Esses atributos devem ser comparados com os de ecossistemas de referência para que se possa realizar possíveis ajustes no projeto de restauração (Gatica-Saavedra et al., 2017; Dudley et al., 2018) e acelerar o estabelecimento e desenvolvimento das espécies no sítio (Crouzeilles et al., 2016).

De maneira geral, no monitoramento os indicadores de restauração florestal são classificados em: a) estruturais, b) de composição de espécies e c) funcionais (Ruiz-Jaén and Aide, 2005; Gatica-Saavedra et al., 2017). Os indicadores estruturais são aqueles prioritariamente associados às mudanças na estrutura da vegetação. Os indicadores de composição de espécies referem-se ao número de componentes vegetais e/ou animais presentes no ecossistema e os indicadores funcionais estão relacionados aos processos ecossistêmicos que relacionam o fluxo de energia, proporcionando um ambiente mais estável (Noss, 1990; Ruiz-Jaén and Aide, 2005; Wortley et al., 2013; Gatica-Saavedra et al., 2017).

A quantidade de indicadores que podem ser avaliados nos ecossistemas em restauração é grande, e ainda não há uma padronização no uso de indicadores a serem avaliados, mesmo em ambientes semelhantes. Por este motivo, é importante selecionar indicadores eficazes, que representem a situação do ecossistema em restauração e que ao mesmo tempo apresentem baixo custo e sejam de fácil avaliação (Meyer et al., 2015; Dudley et al., 2018; Bandyopadhyay and Maiti, 2019). Dentre esses indicadores estão a taxa de regeneração natural, os atributos edáficos, a diversidade faunística e as variáveis de crescimento das espécies arbóreas, como o diâmetro do fuste, a altura total e a taxa de cobertura do solo pelo crescimento de copa das árvores (Ruiz-Jaén and Aide, 2005; Sughanuma and Durigan, 2015).

Também é importante conhecer as espécies florestais que compõem o ecossistema, seus hábitos de vida, síndromes de dispersão e polinização (Dudley et al., 2018), pois o conheci-

mento dessas características auxilia na escolha de espécies mais atrativas à fauna silvestre, restaurando concomitantemente as funções ecossistêmicas (Aerts and Honnay, 2011; Kollmann et al., 2016). Assim, um maior número de espécies resulta em aumento de serviços ambientais (Aerts and Honnay, 2011). Entretanto, inserir um grande número de espécies na fase inicial da restauração pode se tornar um problema, pois muitas espécies não têm sucesso nas fases iniciais, de plantios de restauração por não serem bem adaptadas a condições de solo pobre em nutrientes e luz solar direta e constante (Fengler et al., 2017).

Das funções a serem restauradas, destaca-se a ciclagem de nutrientes que ocorre por meio da decomposição da serapilheira, melhorando as condições edáficas e conseqüentemente o crescimento das espécies vegetais (Vitousek, 1982; Miranda Neto et al., 2015; Paudel et al., 2015; Londe et al., 2016). A serapilheira, além de ser a principal via de nutrientes para o solo, retém a água da chuva, protegendo o solo contra processos erosivos. A erosão tanto eólica quanto hídrica é um problema que tem se tornado comum em ecossistemas anteriormente degradados pela mineração e sob o processo de restauração.

Neste contexto, pretende-se responder a seguinte questão científica: quais as diferenças na vegetação e no solo em termos de trajetória de três ecossistemas em restauração após a mineração de bauxita em relação a um ecossistema de referência (floresta natural) na Amazônia Oriental? Com isso, por meio da avaliação de indicadores de composição, estrutura e função, será testada a seguinte hipótese: os ecossistemas em restauração após mineração assemelham-se a um ecossistema de referência quanto aos indicadores de composição e de estrutura, necessitando de mais tempo para restaurar as funções ecológicas. Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi comparar a trajetória ecológica, por meio da avaliação de indicadores em três ecossistemas sob restauração após a mineração com uma floresta natural, localizados na Amazônia Oriental.

## **2. Material e métodos**

### **2.1. Área de estudo**

A pesquisa tomou como modelo a área da empresa Mineração Paragominas S.A. (MPSA), do grupo Hydro, localizada Platô Miltônia 3 (3°15'38"S e 47°43'28"O), com altitude de 150 m e a 70 km da sede municipal de Paragominas, estado do Pará, Brasil.

O clima da região é do tipo "Aw", segundo a classificação de Köppen-Geiger, caracterizado como quente e úmido com estações de chuva e de seca bem definidas. A temperatura média é de 26,3 °C com índice pluviométrico anual de aproximadamente 1.800 mm, sendo que,



o período mais chuvoso vai de janeiro a maio e o menos chuvoso de julho a outubro, com média geral de umidade relativa do ar de 81% (Alvares et al., 2013).

A empresa Mineração Paragominas S.A., após a retirada da bauxita do subsolo, pelo método de lavra em tiras (*strip mining*), procede com a reconformação do terreno e espalhamento do *topsoil*. Em seguida, inicia é realizada restauração florestal utilizando o método de plantio de mudas de espécies arbóreas florestais nativas e a indução da regeneração natural. Mais recentemente, a empresa também tem utilizado a nucleação por meio do acúmulo de galhadas provenientes da supressão vegetal e o *topsoil* (Reis et al., 2010a).

## 2.2. Ecossistemas de estudo

Foram selecionados quatro ecossistemas para avaliação dos indicadores de restauração. Destes, três estão em processo de restauração e um quarto foi denominada floresta natural ombrófila densa (IBGE, 2012), onde ocorreu a retirada de madeira comercial no passado, com registros da última exploração em 2003. Essa floresta foi escolhida como ecossistema de referência para comparação dos resultados com os outros ecossistemas.

Em todas as áreas em restauração foi utilizado o método de plantio de mudas de espécies florestais arbóreas nativas, plantadas no espaçamento de 3 m x 3 m, implantadas nos anos de 2009, 2010, 2011, nas quais foram plantadas inicialmente 104, 89 e 109 espécies respectivamente. As características das três áreas estão descritas abaixo (Tabela 1).

**Tabela 1.** Características dos três ecossistemas em processo de restauração florestal após a mineração de bauxita e do quarto ecossistema, uma floresta natural de referência (controle) na área da Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.

Ecosistemas	Ano de plantio	Tempo em restauração (anos)	Área (ha)	Parcela/ Subparcela/ Subsubparcela	Subsolagem e adubação pré-plantio	Adubação de plantio e pós-plantio
1	2009	9	72,20	8/8/8	Fosfato natural: 33% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> total, 10% solúvel ácido cítrico	200 g.cova <sup>-1</sup> de NPK 06-30-06 (0,5% B, 0,5% Cu, 0,5% Zn) e 2,5 kg.cova <sup>-1</sup> de adubo orgânico de cobertura (calcário dolomítico: CaO-28%, MgO-12%)
2	2010	8	62,02	8/8/8	Não houve (apenas abertura de cova)	Adubação de cobertura – calcário dolomítico: CaO-28%, MgO-12%
3	2011	7	123,43	12/12/12	Não houve (apenas abertura de cova)	Em covas - 200 g.cova <sup>-1</sup> de NPK 06-30-06 (0,5% B, 0,5% Cu, 0,5% Zn) e 2,5 kg.cova <sup>-1</sup> de adubo orgânico
4	Floresta natural	-----	-----	8/8/8	-----	-----

Ecos = Ecossistema

### 2.3. Métodos de Amostragem e avaliação de indicadores

Os indicadores selecionados e avaliados estão relacionados à composição, estrutura e funções dos ecossistemas, são eles: a) estrutura horizontal da floresta, b) regeneração natural, c) cobertura do solo, d) diversidade de espécies arbóreas e grupos ecológicos, e) síndrome de dispersão, f) propriedades químicas do solo e, g) estoque de serapilheira e nutrientes.

#### 2.3.1. Indicadores de estrutura

##### 1.1.1.1. Estrutura horizontal

Para a amostragem, todos os indivíduos das áreas de plantio (incluindo indivíduos plantados e regenerantes) de 2009, 2010 e da área controle foram catalogados em oito parcelas de 20 m x 50 m (área total amostrada = 8.000 m<sup>2</sup> para cada tratamento) e nas áreas de 2011 foram

12 parcelas de 20 m x 50 m (área total amostrada = 12.000 m<sup>2</sup>) (Tabela 1). Em todos os tratamentos foram inventariados indivíduos arbóreos e arbustivos com DAP (Diâmetro a Altura do Peito, medido a 1,30 m do solo)  $\geq 10$  cm.

As espécies registradas no inventário amostral foram ranqueadas de acordo com o Índice de Valor de Importância (IVI), calculado por meio da média da soma da dominância relativa (DoR), frequência relativa (FR) e abundância relativa (AbR), de acordo com as equações abaixo, segundo Souza and Soares (2013).

$$\text{Eq.1} \quad \text{IVI}_i (\%) = \frac{\text{DoR}_i + \text{FR}_i + \text{AbR}_i}{3}$$

Onde: DoR<sub>*i*</sub> - Dominância Relativa da *i*-espécie; FR<sub>*i*</sub> - Frequência Relativa absoluta da *i*-espécie; AbR<sub>*i*</sub> - Abundância Relativa da *i*-espécie. IVI<sub>*i*</sub> = soma da DoR<sub>*i*</sub>, FR<sub>*i*</sub> e AbR<sub>*i*</sub>, com o resultado dividido por 3.

#### 1.1.1.2. Abundância da regeneração natural

Para a avaliação da abundância da regeneração natural foram implantadas 24 subparcelas amostrais de 10 m x 10 m (100 m<sup>2</sup>) no interior das parcelas das áreas de plantio (Tabela 1). Na floresta natural, foram instaladas oito subparcelas de 10 m x 10 m (100 m<sup>2</sup>) no interior das parcelas para o registro dos indivíduos arbóreos e arbustivos com DAP < 10 cm. Além disso, nessas subparcelas, foram colocadas unidades menores, de 2 m x 2 m (4 m<sup>2</sup>), onde todas as plantas com altura superior a 0,1 m e menor do que 1,30 m foram amostradas. Todos os indivíduos não identificados em campo foram levados para procedimentos de determinação científica no herbário Felisberto Camargo da Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), em Belém, PA. Os nomes científicos obtidos tiveram a grafia e validade corrigidos pelo banco de dados da Flora do Brasil, disponível em <http://floradobrasil.jbrj.gov.br> e, assim seguem o sistema APG IV.

#### 1.1.1.3. Taxa de cobertura do solo

Para a taxa de cobertura do solo pela vegetação nos ecossistemas em restauração, foi utilizado um VANT (Veículo Aéreo não Tripulável) do modelo DJI Phantom 3 PRO com câmera P3 pro 12 Mega Pixels e resolução de imagem de 4000 x 3000 pixels, com a configuração da câmera de 3,6 mm de distância focal e o tamanho do sensor equivalente a 6,24 mm por 4,68

mm. O planejamento de voo foi elaborado com base em arquivos vetoriais, formato *shapefile*, para delimitação das áreas em restauração.

O processamento das imagens foi realizado no *software Agisoft PhotoScan Professional*, onde, na primeira etapa do processamento foi constituída pelo alinhamento das fotos. Na etapa seguinte foi realizada a densificação da nuvem de pontos gerando cerca de 200 milhões de pontos tridimensionais para todos os processamentos dos voos. A partir da classificação da nuvem de pontos foi realizada uma filtragem nos pontos acima do solo, produzindo assim os modelos digitais do terreno (MDT). Para todos os modelos digitais de elevação (MDE) foi atribuído “0” à superfície mais baixa mapeada, sendo assim, um ortofotomosaico foi gerado por meio da ortorretificação, onde as fotografias assumem uma projeção ortogonal ao solo, possibilitando a visualização da imagem em um único plano. É importante mencionar que não foram utilizados pontos de controle neste trabalho, incumbindo ao programa realizar, maneira automática, esta tarefa (AGISOFT, 2016).

Os ortofotomosaicos gerados foram exportados no formato Geotiff com projeção UTM e então realizou-se a vetorização das áreas mapeadas. Nesta fase o processo de vetorização visou à geração de mapa contendo informações sobre a cobertura do solo. Foram definidas quatro classes de cobertura: cobertura vegetal, solo exposto, infraestrutura e áreas de interseção. Adotou-se uma escala de visualização de 1:800 em virtude da elevada resolução espacial das imagens, desta forma obteve-se uma maior precisão entre os limites das classes geradas. O método empregado baseou-se em fotointerpretação a partir do reconhecimento de áreas homogêneas com características de tonalidade e cor, forma e tamanho padrão, textura, associação e sombra.

### 2.3.2. *Indicadores de composição de espécies*

#### 2.3.2.1. **Diversidade de espécies e grupo ecológico**

Tanto os indivíduos vegetais arbóreos plantados quanto os regenerantes foram quantificados e identificados em nível de espécie e classificados segundo Budowski (1965) em pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax, utilizando como base para essa classificação os trabalhos de Lorenzi (2008, 2009a, 2009b) e Amaral et al. (2009, 2015). Para todos os ecossistemas foi calculado o índice de diversidade de Shannon-Weaner ( $H'$ ) e de Simpson ( $D$ ) (Eq. 2), os quais foram escolhidos em decorrência da maior utilização, facilidade e praticidade de cálculos.

### **2.3.2.2. Síndromes de dispersão**

Para todas as espécies vegetais amostradas foram identificadas em cinco síndromes de dispersão, conforme Pijl (1982): anemocórica, zoocórica, autocórica e hidrocórica (Pijl, 1982).

### *2.3.3. Indicadores de função*

#### **2.3.3.1. Propriedades químicas do solo**

A amostragem de solos foi realizada no interior de cada parcela, sendo coletadas cinco amostras simples para a obtenção de uma amostra composta nas profundidades de 0,0-0,1, 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m. As amostras de solo foram analisadas no laboratório Terra, em Goiânia, GO, Brasil, com a obtenção dos teores de P, K, Ca, Mg, Al e os atributos pH, MO (Matéria orgânica), SB (Soma de bases), CTC (Capacidade de Troca de Cátions a pH 7) e V (Saturação por bases), conforme a metodologia da Embrapa (2017).

#### **2.3.3.2. Estoque de serapilheira e nutrientes**

A coleta de serapilheira estocada no solo foi realizada com auxílio de um gabarito de 0,5 m x 0,5 m (0,25 m<sup>2</sup>) e 0,10 m de altura (0,025 m<sup>3</sup>). Para a amostragem, foram coletadas no interior de cada parcela seis amostras, totalizando 72 no ecossistema com oito anos de restauração e 48 amostras para cada um dos demais ecossistemas. As coletas foram realizadas em dois períodos, março e novembro, ambas em 2018, sendo considerados os meses com alta e baixa precipitação pluviométrica, respectivamente (Martins et al., 2018a). Em seguida, após a coleta, a serapilheira foi triada em duas frações, fração lenhosa (ramos, sementes e material enrijecido) e fração não lenhosa (folhas e material não enrijecido), onde ambas foram secas em estufa a 70 °C por 72 horas. Posteriormente, o material foi pesado em balança analítica de precisão de 0,01 g e a porção não lenhosa foi triturada em um moinho de lâminas do tipo Willey com peneira de 0,85 mm de abertura para análise química de Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Zinco (Zn) e Cobre (Cu) no Laboratório da Embrapa Amazônia Oriental, PA, Brasil, seguindo o método descrito por Malavolta et al. (1997).

### **2.4. Análise dos dados**

Para a análise dos resultados, utilizou-se estatística descritiva e paramétrica. A estatística paramétrica foi realizada para comparação dos resultados das análises químicas do solo e

também da massa seca de serapilheira e de nutrientes. Primeiramente, cada variável foi submetida ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e de homogeneidade de variância de Bartlett, ambos a 5% de probabilidade de erro. Atendidos esses pressupostos, foi realizado a Análise de Variância (ANAVA,  $p < 0,05$ ) e, em caso de diferenças, foi aplicado o teste post-hoc de Tukey para comparação de médias e o teste “t” de Student para comparação dos valores de massa seca de serapilheira e nutrientes entre os dois períodos de avaliação (mais chuvoso e menos chuvoso). Para as análises e confecção de gráficos foi utilizado o Microsoft® Office Excel versão 2016 e o *software* estatístico R versão 3.4.3 (R Core Team Development, 2018).

### **3. Resultados e discussão**

#### **3.1. Estrutura horizontal**

Em relação às espécies predominantes dos ecossistemas em restauração deste estudo, *Croton matourensis* e *Vismia guianensis* tiveram maior representatividade, sendo que as mesmas são oriundas exclusivamente da regeneração natural (Tabela 2). Essas espécies não foram registradas entre as de maior Índice de Valor de Importância (IVI) na floresta natural, pois são pioneiras que se estabelecem em ambientes perturbados e com ciclo de vida curto, auxiliando na rápida ocupação do solo (Parrotta and Knowles, 2001). O IVI tem se mostrado útil para a avaliação de espécies predominantes nos ecossistemas em restauração e com isso entender como e em que velocidade esse processo de sucessão natural e conseqüentemente mudança florística está ocorrendo.

**Tabela 3.** Espécies com os maiores valores de Índice de Valor de Importância (IVI), amostradas em três ecossistemas em restauração e uma floresta natural (controle) na área da Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil. DoR, AbR, FR são respectivamente a dominância, abundância e frequência, todos relativos Sit: situação das espécies, se foi plantada (P) ou se regenerou naturalmente (R).

Ecossistema com sete anos de restauração						
Família	Espécie	DoR	AbR	FR	IVI	Sit.
		(% )				
Euphorbiaceae	<i>Croton matourensis</i> Aubl.	48,90	45,69	4,44	33,01	R
Urticaceae	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	17,68	10,57	3,33	10,53	R
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	4,59	11,59	3,89	6,69	R
Malphigiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	1,84	4,33	4,44	3,54	P/R
Fabaceae	<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	2,14	1,47	5,56	3,05	P
Fabaceae	<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	4,91	0,51	2,78	2,73	P
Celastraceae	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	1,84	3,75	2,22	2,61	R
Annonaceae	<i>Guatteria punctata</i> (Aubl.) R.A.Howard	1,85	3,75	1,11	2,24	R
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	0,97	0,95	4,44	2,12	P
Fabaceae	<i>Adenanthera pavonina</i> L.	1,62	0,68	3,89	2,06	P
Ecossistema com oito anos de restauração						
Euphorbiaceae	<i>Croton matourensis</i> Aubl.	57,78	32,68	3,48	31,31	R
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	3,79	24,05	6,09	11,31	R
Annonaceae	<i>Guatteria punctata</i> (Aubl.) R.A. Howard	0,13	7,56	2,61	3,43	R
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	4,89	0,83	4,35	3,36	P
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	2,51	1,66	5,22	3,13	P
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	1,11	1,89	5,22	2,74	P
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	4,23	0,91	2,61	2,58	P
Malvaceae	<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H.Karst.	0,61	1,97	4,35	2,31	P
Fabaceae	<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	1,86	0,98	3,48	2,11	P
Malvaceae	<i>Pachira glabra</i> Pasq.	0,86	0,91	4,35	2,04	P
Ecossistema com nove anos de restauração						
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	3,09	32,75	2,69	12,84	R
Euphorbiaceae	<i>Croton matourensis</i> Aubl.	16,00	4,52	1,61	7,38	R
Sapindaceae	<i>Talisia microphylla</i> Uittien	14,37	3,76	1,08	6,40	R
Sapindaceae	<i>Pseudima frutescens</i> (Aubl.) Radlk.	2,97	6,27	1,61	3,62	R
Fabaceae	<i>Inga alba</i> (Sw) Willd.	3,88	1,25	3,23	2,79	P
Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp.	0,19	6,27	1,61	2,69	P
Fabaceae	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart.) L.P.Queiroz	1,78	2,38	3,23	2,46	P
Fabaceae	<i>Mimosa schomburgkii</i> Benth.	4,60	0,63	2,15	2,46	P
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	2,91	1,00	2,69	2,20	P
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	0,85	1,88	3,76	2,17	P
Ecossistema de floresta natural (controle)						
Violaceae	<i>Rinorea flavescens</i> (Aubl.) Kuntz	3,87	12,89	3,40	6,72	...
Fabaceae	<i>Inga alba</i> (Sw) Willd.	2,85	13,53	3,40	6,60	...
Lecythidaceae	<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	8,97	5,58	3,40	5,98	...
Lecythidaceae	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	9,76	4,07	3,40	5,74	...
Fabaceae	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	5,41	1,05	2,55	3,01	...
Malvaceae	<i>Apeiba glabra</i> Aubl.	2,84	3,11	1,70	2,55	...
Annonaceae	<i>Guatteria punctata</i> (Aubl.) R.A.Howard	1,41	3,20	2,98	2,53	...
Lecythidaceae	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	6,01	0,09	0,85	2,32	...
Malphigiaceae	<i>Byrsonima crispa</i> A.Juss.	1,93	1,87	2,55	2,12	...
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	2,97	0,46	2,55	1,99	...

Em relação a área basal, obteve-se para a floresta natural  $23,07 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ , enquanto que, no ecossistema com sete, oito e nove anos de restauração foi de  $6,40$ ,  $4,93$  e  $3,95 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ , respectivamente. Essa diferença de área basal reflete os maiores valores diamétricos dos indivíduos da floresta natural em relação aos do plantio o que está diretamente associado a idade das árvores. Apesar disso, espera-se que a área basal dos ecossistemas em restauração aumente, pois no atual estágio ainda se encontram em termos absolutos aquém dos valores da floresta natural.

Em todos os ecossistemas em restauração as espécies mais representativas são originadas da regeneração natural, com exceção de *Byrsonima crassifolia*, que foi plantada e também apareceu na regeneração natural (Tabela 2). Essa espécie tem sido indicada com os maiores valores de abundância em áreas de pastagem na Cota Rica e Nicarágua (Harvey et al., 2011) e é indicada para recuperação de áreas degradadas por mineração de ferro no Brasil (Meira Junior et al., 2015). *Guatteria punctata* foi registrada nos ecossistemas com sete e oito anos de restauração, além da floresta natural. Essa espécie tem se tornado comum em florestas em estágios sucessionais iniciais ou em florestas após a exploração madeireira, apresentando alta densidade e volume (Reis et al., 2010b).

Das espécies plantadas, *Genipa americana* foi registrada nos ecossistemas com oito e nove anos e *Hymenaea parvifolia* nos ecossistemas com sete e oito anos. Essas duas espécies apresentaram alta frequência, demonstrando adaptabilidade às condições edafoclimáticas locais. No Cerrado brasileiro, tem sido registrada elevada taxa de sobrevivência e crescimento em altura e diâmetro para *G. americana* (Silva and Corrêa, 2008). Na Amazônia, *H. parvifolia* foi considerada por Salomão et al. (2014) com aptidão regular para o plantio em área após mineração de bauxita.

Comparações entre a composição florística de ecossistemas florestais restaurados ou em restauração com florestas naturais tem sido relatado por alguns autores como não recomendável (Brancalion and Holl, 2016; Durigan and Suganuma, 2015). Isso porque, a floresta é dinâmica, seguindo diferentes trajetórias sucessionais por meio do surgimento de componentes vegetais que mudam em decorrência das ações humanas ou naturais, sendo, portanto, susceptíveis a eventos estocásticos (Laughlin et al., 2017). Neste sentido, é indicado comparar a diversidade florística calculada pelos índices de diversidade.

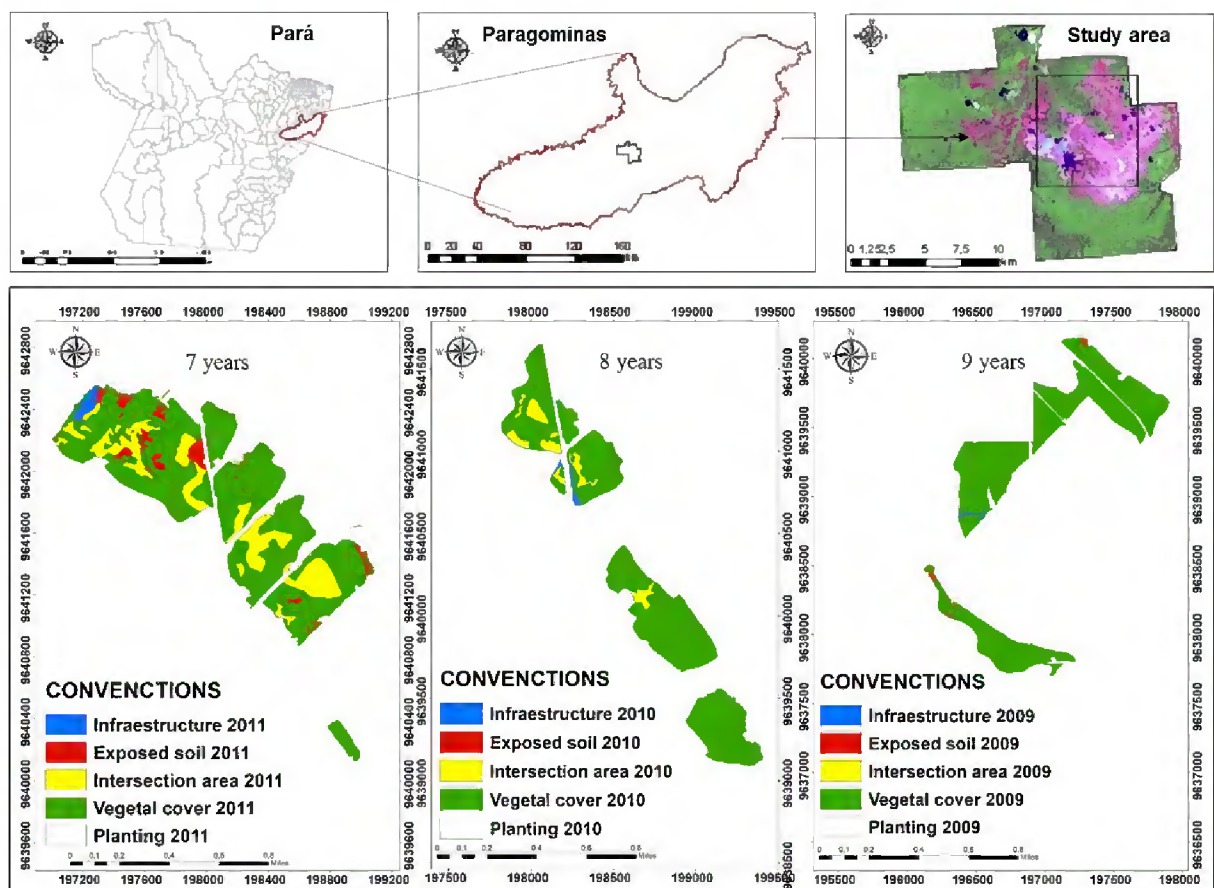
Apesar disso, após o plantio inicial de espécies pioneiras, o enriquecimento dos ecossistemas em restauração com baixa diversidade florística poderá ser realizado ao longo do tempo com as espécies encontradas na floresta natural, sobretudo as tolerantes a sombra como, por exemplo: *Lecythis idatimon*, *Lecythis lurida* e *Eschweilera coriacea* (Tabela 2). Para que isso



se torne possível, é imprescindível o entendimento fenológico de cada espécie, o que facilitará na obtenção de frutos/sementes e conseqüentemente produção de mudas.

### 3.1.1. Cobertura do solo

As tipologias de cobertura do solo classificada por meio de imagens, utilizando VANTs possibilita a visualização precisa dos microsítios, auxiliando nas estratégias para revegetar as áreas que estão desprovidas de vegetação. Para todos os ecossistemas em restauração não houve mais de 5% da área total de solo exposto, sendo ainda que, o ecossistema com mais tempo de restauração foi o que apresentou maior taxa de cobertura vegetal (Figura 1; Tabela 3). A variação percentual da taxa de cobertura vegetal de até 22% entre os ecossistemas de 7 e 9 anos (Tabela 3), demonstra que, em apenas dois anos o solo é recoberto rapidamente pela vegetação, o que pode estar associado aos fatores abióticos (precipitação e temperatura elevados) e bióticos (elevada diversidade de vida vegetal e animal) favoráveis, característicos da Amazônia (Bush et al., 2011).



**Figura 1.** Tipo de cobertura do solo em três ecossistemas em restauração com sete, oito e nove anos após o plantio de restauração na área da Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.

Um método usual de quantificação da taxa de cobertura do solo pelas árvores é a mensuração da projeção de copa, encontrada normalmente por meio da média do diâmetro da copa medida em pelo menos dois sentidos cardeais. Esse método é impreciso, pois não leva em consideração a esfericidade da copa de cada árvore, além de requerer tempo e custo (Ribeiro et al., 2019). Com as imagens geradas pelos VANTs é quantificada a cobertura vegetal de maneira mais rápida e prática, possibilitando avaliações da variação do formato de copa.

**Tabela 4.** Taxa de cobertura (Índice de Área Foliar) e extensão da área por tipo de uso do solo em ecossistemas em restauração com sete, oito e nove anos após o plantio na área da Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.

Tempo de restauração (anos)	Cobertura vegetal		Área de interseção		Solo exposto		Infraestrutura	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
7	92,03	74,60	23,60	19,20	6,00	4,80	1,80	1,40
8	56,00	90,92	5,30	8,60	0,02	0,00	0,70	1,20
9	70,10	97,30	0,10	0,80	0,80	0,90	1,20	1,60

Nas áreas descritas como de interseção, estão inclusas a vegetação mais baixa, com a presença principalmente de outras formas de vida, como gramíneas, lianas e palmeiras, as quais também cobrem o solo.

Considerando o percentual das classes de “cobertura vegetal” e “área de interseção”, e levando-se em consideração a magnitude do tamanho das áreas, os três ecossistemas em restauração encontram-se protegidos contra possíveis processos erosivos, havendo com isso apenas a necessidade de medidas corretivas em zonas específicas de solo exposto, com o plantio pontual de mudas.

### 3.1.2. Abundância da regeneração natural

Neste estudo, a floresta natural apresentou uma densidade bem superior aos ecossistemas em restauração (Tabela 4), o que era esperado, pois isso se deve principalmente as plantas contabilizadas nas parcelas de 4 m<sup>2</sup> na floresta natural, apenas nestas foram contabilizados 28,437.50 indivíduos, demonstrando um banco de espécies não pioneiras que poderão ocupar o sub-bosque e posteriormente o dossel, garantindo o processo de sucessão ecológica. A densidade da regeneração natural é um indicador de reestabelecimento do ecossistema após a senescência das espécies em florestas naturais que estão ocupando os estratos superiores, com a ocupação de espécies nativas adaptadas às condições de diferentes micro sítios (Chazdon and Guariguata, 2016).

**Tabela 4.** Densidade da regeneração natural (RN) dos três ecossistemas em processo de restauração florestal com sete, oito e nove anos após o plantio e uma floresta natural de referência (controle), na área da Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.

Tempo de restauração (anos)	Densidade da RN (ind. ha <sup>-1</sup> )
7	2.250,00
8	3.601,25
9	4.282,50
Floresta	30.837,50

Um dos grandes obstáculos na restauração florestal de ecossistemas degradados pela mineração é fazer com que ocorra a regeneração natural, ou seja, a produção e estabelecimento natural de mudas das espécies nativas dentro do ecossistema em restauração. Neste sentido, as espécies plantadas desempenham uma função importante, a de catalizadoras, proporcionando condições mais propícias para a regeneração natural no ecossistema em restauração. Além disso, quando se tornarem reprodutivas, as espécies plantadas irão contribuir com a regeneração natural (Brançalion et al., 2010).

A regeneração natural em ambiente de restauração é oriunda de duas fontes, a interna por meio da germinação de sementes do *topsoil* e a externa advinda das fontes de propágulos reprodutivos dispersos pela fauna silvestre. A distância da fonte de propágulos, como os remanescentes florestais até as áreas de efetivo plantio também influencia na densidade da regeneração natural. Quanto maior a distância da fonte de propágulos, menor será o sucesso na dispersão de sementes e conseqüentemente regeneração natural por meio da dispersão (Pereira et al., 2013; Kauano et al., 2013).

### 3.1.3. Diversidade de espécies e grupos ecológicos

Entre os ecossistemas, os valores obtidos para os índices de diversidade de Shannon e Simpson foram maiores na floresta natural, seguidos pelo ecossistema mais antigo de nove anos de restauração (Tabela 5). Estes resultados corroboram com os de Ribeiro et al. (2019) na mesma área de estudo, evidenciando que está ocorrendo aumento da diversidade de espécies com o tempo (Parrotta et al., 1997; Bertacchi et al., 2016). A diversidade não está exclusivamente relacionada às espécies que foram plantadas, mas sobretudo as que regeneraram naturalmente e que tendem a aumentar a biodiversidade ao longo do tempo (Bertacchi et al., 2016; Crouzeilles et al., 2017; Fengler et al., 2017).

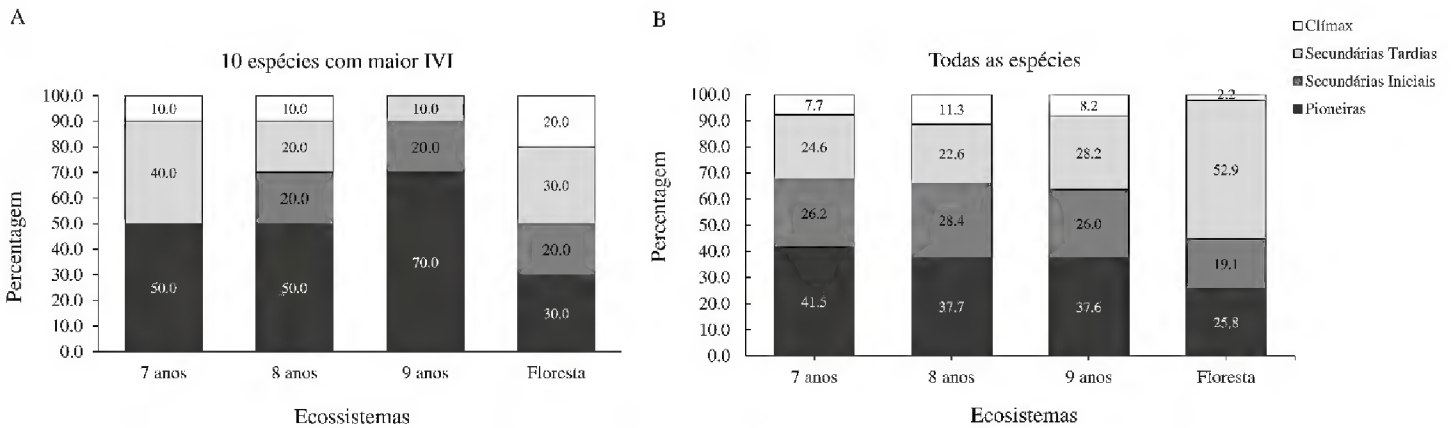
**Tabela 5.** Riqueza de famílias e espécies e os índices de diversidade de Shannon e Simpson em ecossistemas em processo de restauração florestal com sete, oito e nove anos após o plantio e uma floresta natural de referência (controle), na área da Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.

Tempo de restauração (anos)	Família	Espécies	Shannon (H)	Simpson (D)
7	21	65	2,25	0,76
8	21	57	2,50	0,82
9	20	92	3,22	0,88
Floresta natural	34	122	3,84	0,95

Devido a exigências legais no Brasil, em projetos de restauração de áreas mineradas é comum que sejam plantadas várias espécies na fase inicial de revegetação, o que frequentemente ocorre a implantação de espécies não pioneiras e não adaptadas a região e ao novo sítio, estando expostas as condições adversas e, por conseguinte acabam morrendo. Diferente disso, as espécies regenerantes são nativas e se beneficiam inicialmente das condições iniciais proporcionadas pelas espécies do plantio, pois estas últimas funcionam como catalisadoras da regeneração natural (Stanturf et al., 2014).

Balestrin et al. (2019), em estudo desenvolvido em um ecossistema restaurado após a mineração de bauxita com 14 anos de idade no município de Descoberto, MG, Brasil, encontraram o valor de 3,25 para o índice de Shannon, semelhante às florestas conservadas no entorno. Esse valor é semelhante ao do ecossistema em restauração mais antigo deste estudo, embora os plantios estejam em biomas diferentes e também seguem espaçamentos de plantio diferentes.

Espécies com os maiores valores de IVI, quando classificadas por grupo ecológico, apresentaram valores percentuais similares entre os ecossistemas de restauração, mas diferente quando comparado a floresta natural (Figura 2A). O predomínio de espécies pioneiras nos ecossistemas em restauração, tanto para as dez espécies mais representativas quanto para o total de espécies (Figura 2A; B), indica o início do estágio sucessional, com maior desenvolvimento e adaptação as condições edáficas, devendo-se inclusive ser prioritárias para o plantio de áreas adjacentes. Por outro lado, na floresta natural, evidenciam estágio de sucessão ecológica mais avançado em relação aos demais ecossistemas em restauração, fizeram com que, espécies secundárias tardias ou também denominadas de estruturantes predominassem (Figura 2B) (Salomão et al., 2019).

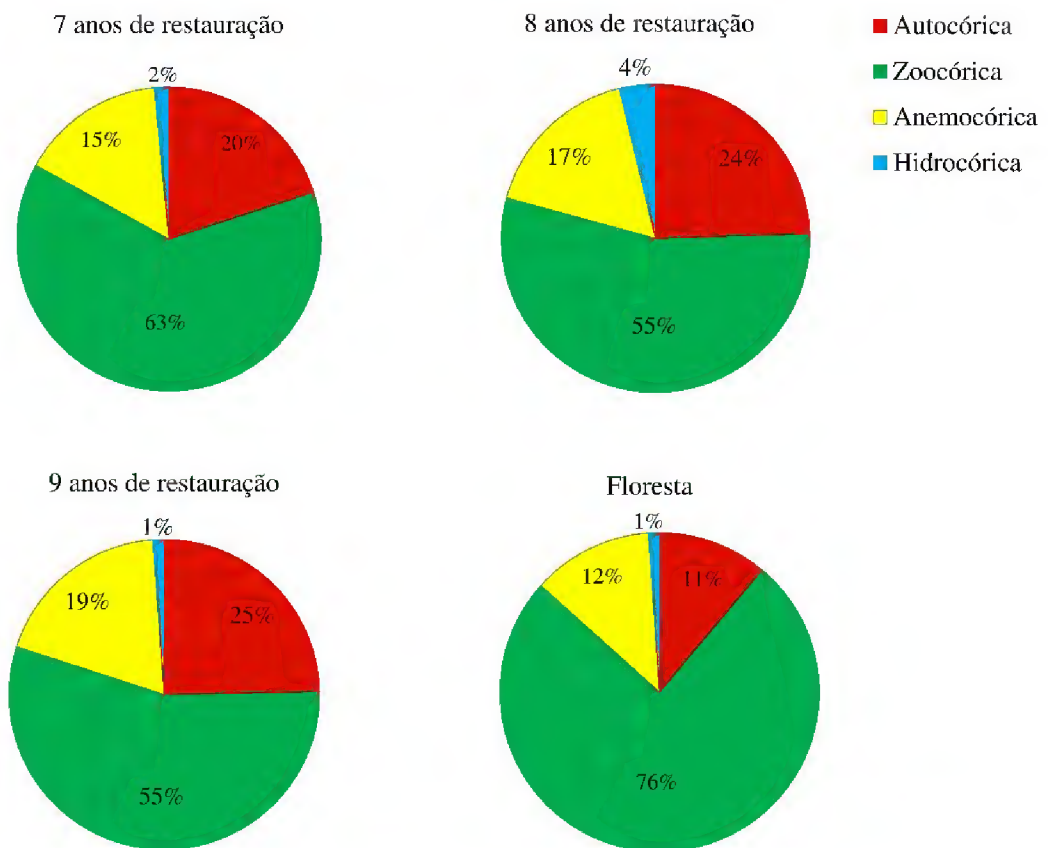


**Figura 2.** Classificação das espécies florestais quanto ao grupo ecológico sucessional de acordo com a classificação de Budowski (1965) em ecossistemas em processo de restauração florestal com sete, oito e nove anos após o plantio e uma floresta natural de referência (controle), na Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.

O predomínio de espécies pioneiras para o plantio inicial é recomendável, pois uma das características das espécies desse grupo é o crescimento rápido, com um ciclo de vida mais curto, e por esse motivo são paulatinamente substituídas por espécies de grupos ecológicos mais longevos, os quais encontram condições edafoclimáticas mais propícias (Chazdon, 2012).

### 3.1.4. Síndromes de dispersão

Além do grupo ecológico, o conhecimento da síndrome de dispersão é fundamental em processos de restauração, quando deve-se priorizar espécies que atraem a fauna silvestre pela produção de frutos e sementes (Gastauer et al., 2018; Bandyopadhyay and Maiti, 2019). Dos ecossistemas em restauração, o maior percentual de espécies zoocóricas foi obtido para a área com sete anos de idade, mesmo assim, 13% inferior ao ecossistema de referência (Figura 3). As espécies plantadas foram as que mais contribuíram para o maior percentual de síndrome de dispersão zoocóricas, destacando-se com maior abundância a *H. parvifolia* (56 indivíduos), *G. americana* (51 indivíduos), *B. crassifolia* (38 indivíduos). Mesmo assim, por motivos de dificuldades de aquisição de sementes e mudas na região, a escolha das espécies levando-se em consideração a síndrome de dispersão zoocórica ainda tem sido um problema, o qual deve ser ressaltado para restauração de futuros ecossistemas.



**Figura 316.** Classificação das espécies florestais quanto à síndrome de dispersão dos três ecossistemas em processo de restauração florestal após a mineração de bauxita e uma floresta natural de referência (controle) na Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.

Outro fator determinante para promoção da substituição natural gradativa de espécies anemocóricas e autocóricas por zoocóricas, está associada ao retorno da fauna silvestre como pássaros, roedores e mamíferos, considerados dispersores importantes nos ecossistemas em restauração, pois auxiliam na promoção de espécies florestais regenerantes e ciclagem de nutrientes (Cristescu et al., 2012).

O percentual de dispersão autocórico e anemocórico foram praticamente semelhantes entre si, sendo que, este último sempre se apresentou superior nos ecossistemas em restauração em relação a floresta natural, muito por conta do plantio de espécies com essas características, com as do gênero *Handroanthus* e *Tabebuia* que são fáceis de se adquirir as sementes e mudas.

### 3.1.5. Propriedades químicas do solo

Os resultados da MO, K e CTC nos solos reconstruídos, também denominado de *Technosols*, foram inferiores aos da floresta natural para os 0,1, 0,2 e 0,4 m de profundidade (Tabela 6). Destes a CTC é um dos principais atributos químicos do solo, pois proporciona um indicativo da disponibilidade de nutrientes às plantas e, conseqüentemente estabelecimento e crescimento vegetal (Quesada et al., 2011; Ahirwal and Maiti, 2017). Valores de CTC inferiores a 4  $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-1}$  passam a limitar o desenvolvimento das plantas (Buol et al., 1975), tornando-as mais vulneráveis a proliferação de doenças e ao ataque de insetos herbívoros. Os baixos valores de CTC dos ecossistemas em restauração com 8 e 9 anos, além de ter sido afetados por outros atributos químicos do solo, também podem ser atribuídos a predominância de argilas do tipo 1:1, que apresentam retenção limitada de cátions (Rivas-Pérez et al., 2016).

**Tabela 6.** Análise química do solo em três profundidades em ecossistemas em processo de restauração florestal com 7, 8 e 9 anos de idade e uma floresta natural de referência (controle) na Mineração Paragominas, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.

Anos de Restauração	Prof. (m)	pH ( $\text{H}_2\text{O}$ )	MO	P	K <sup>+</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Al <sup>+3</sup>	SB	CTC	V (%)
			( $\text{g}.\text{kg}^{-1}$ )	( $\text{mg}.\text{dm}^{-3}$ )	(cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> )						
7	0,0 - 0,1	4,47	22,00 b	2,08	0,09 b	1,67	0,48	0,23	2,24	6,72 ab	32,08
8		4,57	22,67 b	1,50	0,11 b	1,23	0,30	0,17	1,64	4,31 c	38,17
9		4,43	20,17 b	5,00	0,10 b	1,52	0,33	0,35	1,95	5,15 bc	35,17
Floresta		4,49	45,20 a	1,00	0,19 a	2,33	0,61	0,41	3,13	7,66 a	37,36
<i>p</i> -valor		0,864	0,001	0,094	0,001	0,276	0,276	0,240	0,221	0,003	0,783
7	0,1 - 0,2	4,40	17,67 a	1,82	0,07 b	1,31	0,39	0,29	1,77	5,73 ab	29,58
8		4,38	18,00 a	1,33	0,08 ab	0,78	0,25	0,43	1,11	3,93 b	28,83
9		4,30	13,50 b	4,33	0,08 ab	0,58	0,17	0,45	0,83	3,82 b	21,17
Floresta		4,24	28,10 a	1,00	0,14 a	1,74	0,47	0,47	2,35	6,96 a	30,27
<i>p</i> -valor		0,694	0,001	0,090	0,021	0,060	0,060	0,528	0,062	0,002	0,502
7	0,2 - 0,4	4,50 a	10,75 b	1,45 ab	0,04 b	0,97 a	0,29 a	0,18 b	1,30 ab	4,77 ab	26,50
8		4,43 ab	12,00 a	1,17 ab	0,05 b	0,55 a	0,20 a	0,27 ab	0,80 ab	3,11 b	25,17
9		4,35 ab	10,83 b	3,33 a	0,04 b	0,45 a	0,17 a	0,37 ab	0,66 b	3,28 b	20,67
Floresta		4,18 b	25,00 a	1,00 b	0,12 a	1,09 a	0,26 a	0,63 a	1,47 a	5,75 a	24,98
<i>p</i> -valor		0,037	0,001	0,027	0,001	0,039	0,039	0,004	0,029	0,002	0,658

Letras iguais na vertical para cada elemento químico ou atributo demonstram não haver diferença estatística pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. MO: Matéria orgânica; P: Fósforo; K: Potássio; Ca: Cálcio; Mg: Magnésio; Al<sup>+3</sup>: Alumínio; SB: Soma de bases trocáveis; CTC: Capacidade de troca catiônica; m: Saturação por alumínio; V: Saturação por bases.

Um dos fatores que explicam os menores valores de MO nos ecossistemas em restauração quando comparado a floresta natural é o tempo de apenas 7, 8, e 9 anos de restauração. Neste

sentido, infere-se que, tanto a MO quanto a CTC ainda não estão recuperados. Resultados semelhantes foram encontrados por Yada et al. (2015), no estado brasileiro de Rondônia, onde as áreas em restauração apresentaram baixa MO quando comparadas à floresta testemunha.

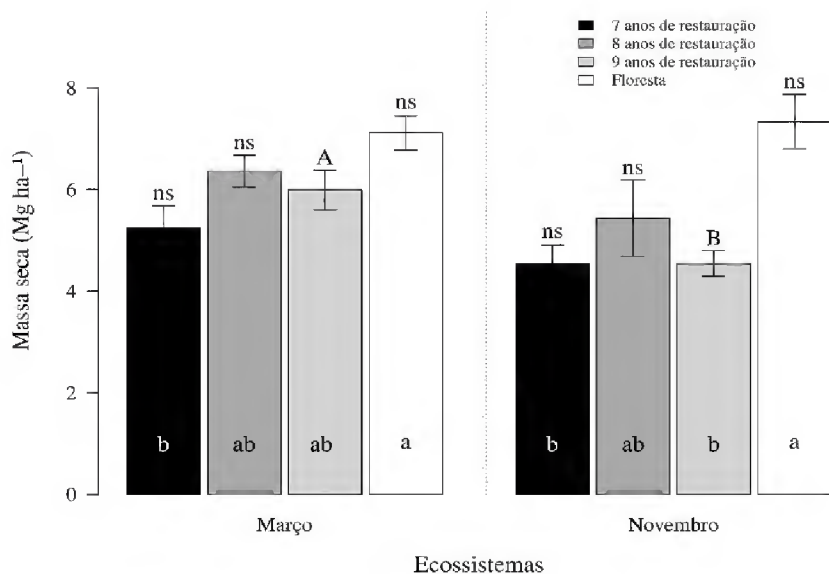
Os valores de K foram superiores na floresta natural em relação aos demais ecossistemas, isso ocorreu em função desse elemento ser móvel no solo, podendo ser lixiviado, sobretudo em lugares desprotegidos e propensos a entrada de água e luz (Pereira et al., 2017), situação verificada nos ecossistemas em restauração. Isso poderá ocasionar problemas de metabolismo das plantas, como a fotossíntese e respiração (Sorreano et al., 2012).

Apesar de não ter sido constatado diferença estatística para o P em 20 cm de profundidade, percebeu-se que os valores foram mais elevados nos ecossistemas de 9 e 7 anos de idade. Isso ocorreu possivelmente em função da aplicação de fosfato nos tratamentos pré-plantio e pós-plantio, por mais baixa que tenha sido (Tabela 1). O P é um dos elementos que mais limita o crescimento vegetal e está diretamente ligado às características de origem edáfica (Vitousek, 1982; Maia et al., 2015). A sua disponibilidade para as plantas aumenta à medida que ocorre a intemperização dos fragmentos rochosos que contenham P (Ahirwal et al., 2017). Neste sentido, torna-se imprescindível a aplicação de P para o estabelecimento e crescimento inicial das plantas em ecossistemas a ser restaurados (Daws et al., 2015), ao menos até que passem a adsorver P de zonas mais profundas.

### *3.1.6. Estoque de serapilheira e nutrientes*

O maior e menor valor de estoque de serapilheira foi obtido para a floresta natural e no ecossistema mais novo, com valores médios de  $7,12 \pm 0,34 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  e  $4,54 \pm 0,36 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , respectivamente, ambos no período menos chuvoso (Figura 4). Esses resultados são compatíveis com os encontrados para ecossistemas de reflorestamento ( $3,95$  a  $5,54 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) e florestas em estágios iniciais de sucessão ( $4,47$  a  $9,40 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) (Tapia-Coral et al., 2014), bem como para a média da serapilheira produzida em florestas tropicais em geral ( $7,0 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) (Zhang et al., 2014).





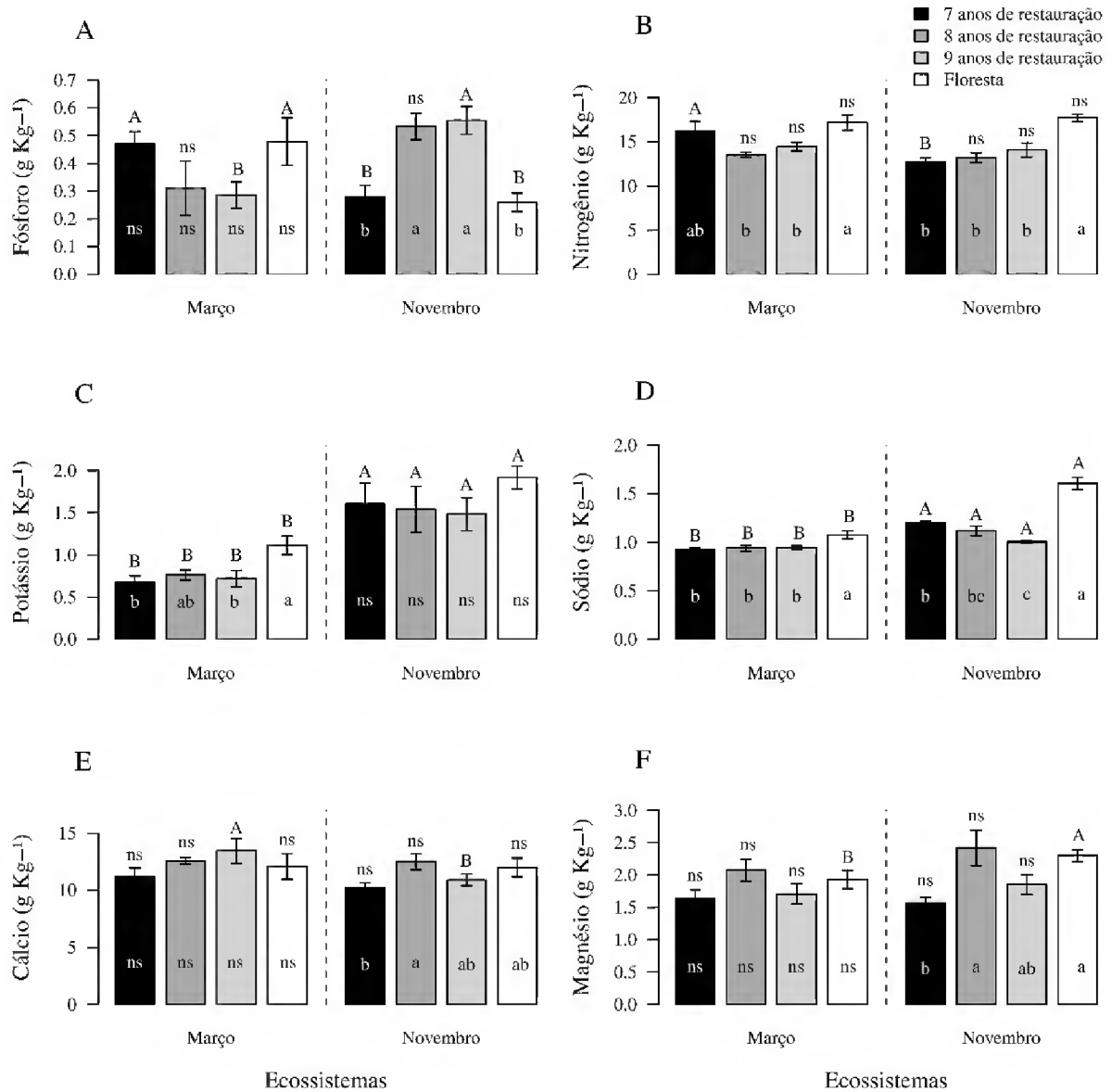
**Figura 4.** Estoque de serapilheira no mês de março e novembro de 2018 em ecossistemas com diferentes idades de restauração florestal após mineração de bauxita e uma floresta natural de referência (controle), na Mineração Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil. Médias seguidas de erro padrão com a mesma letra minúscula indicam que os ecossistemas não diferiram entre si no mesmo mês pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ) e letras maiúsculas iguais indicam que os meses não diferiram para cada ecossistema pelo teste de t ( $p < 0,05$ ). ns = diferença não significativa.

O estoque de serapilheira foi maior no ecossistema de floresta natural, nos dois períodos de coleta, apesar de que, no mês de março, o período mais chuvoso, não diferiu estatisticamente dos ecossistemas com 9 e 8 anos de restauração e, no período menos chuvoso, não diferiu do ecossistema com de 8 anos (Figura 4). Esses resultados evidenciaram que o estoque de serapilheira foi restaurado para o ecossistema com 8 anos, não diferindo da floresta natural, e segue uma trajetória bem-sucedida de restauração para os demais ecossistemas.

O estoque de serapilheira tem importantes funções na fertilidade e proteção dos solos, sobretudo na Amazônia, em que os solos, em sua maioria, são pobres quimicamente (Quesada et al., 2010). A elevada e constante precipitação pluviométrica favorece a lixiviação de alguns elementos e a erosão de partículas, problemas comuns em áreas mineradas sem vegetação e estoque de serapilheira (Martins et al., 2018a) e por este motivo o estoque de serapilheira é considerado um indicador eficiente de função (Ribeiro et al., 2019).

As concentrações dos nutrientes da fração não lenhosa da serapilheira seguiram a seguinte ordem decrescente  $N > Ca > Fe > Mg > K > Na > P > Mn > Zn > Cu$ . Em relação aos ecossistemas, a floresta natural apresentou os maiores valores de K, N, Na e Cu no período chuvoso. No entanto, os valores deste ecossistema não diferiram estatisticamente do ecossistema de restauração com oito anos idade para o K e também para o ecossistema de sete anos de idade para o N. No

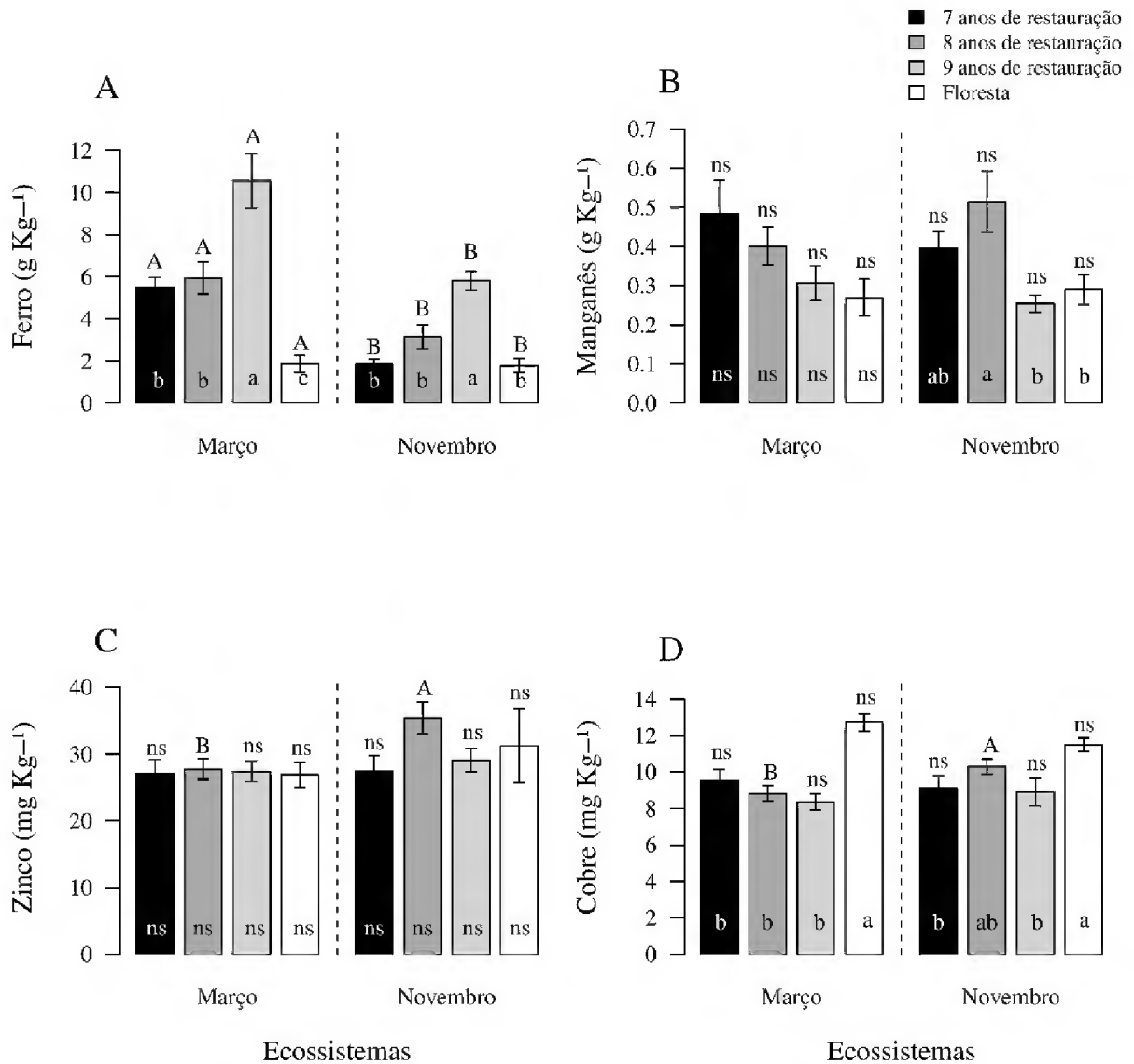
período menos chuvoso, as concentrações de P, N, Ca, Mg, Fe, Mn e Cu, diferiram estatisticamente entre os ecossistemas, sendo que a concentração do N e do Cu foi maior na floresta natural, enquanto o P, Ca e Mg tiveram as menores concentrações no ecossistema de restauração mais novo (Figura 5 e 6).



**Figura 17.** Concentração de macronutrientes na serapilheira estocada no solo em ecossistemas em processo de restauração florestal após mineração de bauxita com 9, 8 e 7 anos de idade em uma floresta natural testemunha (controle), na Mineração Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil. Médias seguidas de erro padrão com a mesma letra minúscula indicam que os ecossistemas não diferiram entre si no mesmo mês pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ) e letras maiúsculas iguais indicam que os meses não diferiram para cada ecossistema pelo teste de t ( $p < 0,05$ ). ns = diferença não significativa.

A serapilheira é a principal fonte natural de nutrientes para o solo, após o processo de decomposição, e deste para as plantas (Caldeira et al., 2019). A concentração desses elementos é diretamente afetada pelos elementos que compõem o clima, sobretudo a precipitação pluviométrica (Martins et al., 2018b; Caldeira et al., 2019), o que foi observado neste estudo, principalmente para o K, Na (Figura 5) e o Fe (Figura 6). Além da precipitação pluviométrica, outros fatores podem afetar os resultados nutricionais da serapilheira, como as características físicas e químicas do solo e a composição de espécies vegetais que originará possivelmente uma maior diversidade de decompositores da serapilheira (Xiaogai et al., 2013).

Os menores valores de N nos ecossistemas em restauração em relação a floresta natural demonstram que as adubações iniciais em relação a este elemento não surtiram efeitos duradouros. Além disso, esse elemento é remobilizado para os órgãos reprodutivos da planta, antes da senescência foliar, principalmente quando em baixas concentrações na planta (Souza and Fernandes, 2006). Uma alternativa eficaz, seria aumentar o número de espécies leguminosas, visando aumentar a disponibilidade de N para o estabelecimento de outras plantas (Li and Liber, 2017; Balestrin et al., 2019). Além disso, com o tempo, a concentração de N no solo aumenta e se torna disponível para absorção radicular (Wang et al., 2018), sendo reabsorvido em grande proporção (Jiang et al., 2019).



**Figura 6.** Concentração de micronutrientes na serapilheira estocada no solo em ecossistemas após mineração de bauxita em processo de restauração florestal com 9, 8 e 7 anos de idade e uma floresta natural testemunha (controle), na Mineração Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil. Médias seguidas de erro padrão com a mesma letra minúscula indicam que os ecossistemas não diferiram entre si no mesmo mês pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ) e letras maiúsculas iguais indicam que os meses não diferiram para cada ecossistema pelo teste de  $t$  ( $p < 0,05$ ). ns = diferença não significativa.

No período mais chuvoso as concentrações de K foram maiores na floresta natural e não diferiu entre os ecossistemas em restauração (Figura 5C). Em contrapartida, os valores de Ca foram maiores no ecossistema com 8 anos, mas não diferiu do ecossistema de 9 anos e da floresta natural (Figura 5E). Para o P, as maiores concentrações foram observadas para os ecossistemas com 8 e 9 anos no período seco (Figura 5A). Os solos reconstruídos nos ecossistemas

em restauração receberam adubações durante a subsolagem e no momento do plantio das mudas, o que pode ter ocasionado as maiores concentrações de P na fração não lenhosa da serapilheira.

Em relação aos micronutrientes, as concentrações de Fe e Mn foram menores na floresta natural em relação aos ecossistemas em restauração (Figura 6A e Figura 6B, respectivamente), enquanto que, para o Cu, as concentrações foram superiores na floresta natural (Figura 6D).

As concentrações de micronutrientes estão diretamente ligadas à quantidade de matéria orgânica no solo (Dhaliwal et al., 2019). No entanto, de maneira geral, os resultados de micronutrientes não apresentaram padrões claros em relação aos tratamentos e períodos. Tal resultado pode estar relacionado à composição da serapilheira de diferentes espécies, com concentrações variadas (Sorreano et al., 2012). Além disso, as elevadas concentrações destes elementos no solo, particularmente o Fe e Mn, ocasiona a contaminação da serapilheira com as partículas aderidas as folhas e outras estruturas.

#### **4. Conclusão**

Por meio da avaliação de indicadores de restauração ecológica, foram encontradas diferenças entre os ecossistemas em processo de restauração quando comparado ao ecossistema de referência, principalmente para os indicadores de composição e estrutura, como os índices de diversidade, grupos ecológicos, densidade da regeneração natural e cobertura do solo pela vegetação.

Os indicadores avaliados neste estudo se mostraram eficientes, ao evidenciarem fidedignamente os resultados obtidos no monitoramento. São fáceis de coletar, avaliar e interpretar, com exceção das imagens de VANT.

Alguns indicadores funcionais avaliados nos ecossistemas de restauração apresentaram valores semelhantes à floresta natural, ou seja, foram restaurados em menor tempo, como a produção de serapilheira e alguns nutrientes advindos da própria serapilheira. Com isso, diante da trajetória de restauração, os ecossistemas com sete, oito e até nove anos ainda não tiveram idade suficiente para que todos os indicadores fossem efetivamente restaurados, demandando mais tempo para que isso ocorra.

## Agradecimentos

À Mineração Paragominas SA (MPSA), por todo o apoio logístico durante as atividades, sendo este produto BRC 00004 do BRC (Brasil-Noruega Biodiversity Research Consortium). A Universidade Federal Rural da Amazônia, pelo apoio à pesquisa científica e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de bolsa de pós-graduação ao primeiro autor (doutorado).

## Referências

- ABAL, 2019. Associação Brasileira do Alumínio. Estatísticas Nacionais - Bauxita. São Paulo. <http://abal.org.br/estatisticas/nacionais/bauxita/>. (accessed on 13 Dezember 2019).
- Aerts, R., Honnay, O., 2011. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC Ecol.* 11. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-11-29>
- AGISOFT. Agisoft PhotoScan User Manual: Professional Edition, Version 1.2. 2016. Disponível em: [http://www.agisoft.com/pdf/photoscan-pro\\_1\\_2\\_en.pdf](http://www.agisoft.com/pdf/photoscan-pro_1_2_en.pdf). (accessed on 24 Dezember 2019).
- Ahirwal, J., Maiti, S.K., Reddy, M.S., 2017. Development of carbon, nitrogen and phosphate stocks of reclaimed coal mine soil within 8 years after forestation with *Prosopis juliflora* (Sw.) Dc. *Catena* 156, 42–50. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.03.019>.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Amaral, D.D., Jardim, M.A.G., Costa Neto, S.V., Bastos, M.N.C., 2015. Síndromes de dispersão de propágulos e a influência da Floresta Amazônica na composição de espécies lenhosas de uma restinga no litoral norte brasileiro. *Biota Amaz.* 5, 28–37. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v5n3p28-37>.
- Amaral, D.D., Viera, I.C.G., Salomão, R.P., Almeida, S.S., Jardim, M.A.G., 2009. Checklist da flora arbórea de remanescentes florestais da região metropolitana de Belém, Pará, Brasil. *Bol. do Mus. Para. Emilio Goeldi, Ciências Nat.* 4, 231–289.
- Balestrin, D., Martins, S.V., Schoorl, J.M., Lopes, A.T., Andrade, C.F., 2019. Phytosociological study to define restoration measures in a mined area in Minas Gerais, Brazil. *Ecol. Eng.* 135, 8–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.023>.
- Bandyopadhyay, S., Maiti, S.K., 2019. Evaluation of ecological restoration success in mining-degraded lands. *Environ. Qual. Manag.* 28, 1–12. <https://doi.org/10.1002/tqem.21641>.
- Bertacchi, M.I.F., Amazonas, N.T., Brancalion, P.H.S., Brondani, G.E., Oliveira, A.C.S., Pascoa, M.A.R., Rodrigues, R.R., 2016. Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: Natural regeneration and enrichment plantings. *Restor. Ecol.* 24, 100–108. <https://doi.org/10.1111/rec.12290>.
- Brancalion, P.H.S., Holl, K.D., 2016. Functional composition trajectory: A resolution to the debate between Suganuma, Durigan, and Reid. *Restor. Ecol.* 24, 1–3.

- <https://doi.org/10.1111/rec.12312>.
- Brancalion, P.H.S., Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., 2015. Restauração florestal. São Paulo: Oficina de Textos: 432p.
- Brancalion, P.H.S., Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., Kageyama, P.Y., Nave, A.G., Gandara, F.B., Mauro, L., Tabarelli, M., 2010. Instrumentos legais podem contribuir para restauração de florestas biodiversas 34, 455–470.
- Buol, S.W., Sanchez, P.A., Cate, R.B., Jr. Granger, M.A. 1975. Soil fertility capability classification. In *Soil management in tropical America*, Vol. 6, Bornemisza, E., Alvarado, A. (eds). North Carolina State University: Raleigh, North Carolina, 126–140.
- Bush, M.B., Gosling, W.D., Colinvaux, P.A., 2011. Climate and vegetation change in the lowlands of the Amazon Basin. In: *Tropical Rainforest Responses to Climatic Change*. 2 nd. Bush, M.B., Flenley, J.R., Gosling, W.D. (eds). Chichester, UK: Praxis Publishing, 61–84.
- Caldeira, M.V.W., Godinho, T.D.O., Moreira, F.L., Campanharo, Í.F., Castro, K.C., Mendonça, A.R., Trazzi, P.A., 2019. Litter as an ecological indicator of forest restoration processes in a dense ombrophylous lowland forest. *Floresta e Ambient.* 26, 1–11. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.041118>.
- Chazdon, R., 2012. Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat* 195–218.
- Chazdon, R.L., Guariguata, M.R., 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48, 716–730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>.
- Cristescu, R.H., Frère, C., Banks, P.B., 2012. A review of fauna in mine rehabilitation in Australia: Current state and future directions. *Biol. Conserv.* 149, 60–72. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.003>.
- Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M.S., Lindenmayer, D.B., Grelle, C.E.V., Rey Benayas, J.M., 2016. A global meta-Analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nat. Commun.* 7, 1–8. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>.
- Crouzeilles, R., Ferreira, M.S., Chazdon, R.L., Lindenmayer, D.B., Sansevero, J.B.B., Monteiro, L., Iribarrem, A., Latawiec, A.E., Strassburg, B.B.N., 2017. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Sci. Adv.* 3, 1–8. <https://doi.org/https://doi.org/10.1126/sciadv.1701345>.
- Daws, M.I., Standish, R.J., Koch, J.M., Morald, T.K., Tibbett, M., Hobbs, R.J., 2015. Forest ecology and management phosphorus fertilisation and large legume species affect jarrah forest restoration after bauxite mining. *For. Ecol. Manage.* 354, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.003>.
- Dhaliwal, S.S., Naresh, R.K., Mandal, A., Singh, R., Dhaliwal, M.K., 2019. Environmental and sustainability indicators dynamics and transformations of micronutrients in agricultural soils as influenced by organic matter build-up: A review. *Environ. Sustain. Indic.* 1–2, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2019.100007>.
- Dudley, N., Bhagwat, S.A., Harris, J., Maginnis, S., Moreno, J.G., Mueller, G.M., Oldfield, S., Walters, G., 2018. Measuring progress in status of land under forest landscape restoration

- using abiotic and biotic indicators. *Restor. Ecol.* 26, 5–12. <https://doi.org/10.1111/rec.12632>.
- Durigan, G., Sukanuma, M.S., 2015. Why species composition is not a good indicator to assess restoration success? Counter-response to Reid (2015). *Restor. Ecol.* 23, 521–523. <https://doi.org/10.1111/rec.12272>.
- Embrapa, 2017. Manual de métodos de análise de solo. 3. ed. Brasília: Embrapa. 574p.
- Fengler, F.H., Bressane, A., Carvalho, M.M., Longo, R.M., Medeiros, G.A., Melo, W.J., Jakovac, C.C., Ribeiro, A.I., 2017. Forest restoration assessment in Brazilian Amazonia: A new clustering-based methodology considering the reference ecosystem. *Ecol. Eng.* 108, 93–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.008>.
- Fonseca, D.A., Backes, A.R., Rosenfield, M.F., Overbeck, G.E., Müller, S.C., 2017. Avaliação da regeneração natural em área de restauração ecológica e mata ciliar de referência. *Cienc. Florest.* 27, 521–534. <https://doi.org/10.5902/1980509827733>.
- Gastauer, M., Silva, J.R., Caldeira Junior, C.F., Ramos, S.J., Souza Filho, P.W.M., Furtini Neto, A.E., Siqueira, J.O., 2018. Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. *J. Clean. Prod.* 172, 1409–1422. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.223>.
- Gatica-Saavedra, P., Echeverría, C., Nelson, C.R., 2017. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. *Restor. Ecol.* 25, 850–857. <https://doi.org/10.1111/rec.12586>.
- Harvey, C.A., Villanueva, C., Esquivel, H., Gómez, R., Ibrahim, M., Lopez, M., Martinez, J., Mu, D., Restrepo, C., Saénz, J.C., Villacís, J., Sinclair, F.L., 2011. Forest ecology and management conservation value of dispersed tree cover threatened by pasture management. *For. Ecol. Manage.* 261, 1664–1674. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.11.004>.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: IBGE. 271p.
- Jesus, E.N., Santos, T.S., Ribeiro, G.T., Orge, M.D.R., Amorim, V.O., Batista, R.C.R.C., 2016. Natural regeneration of plant species in revegetated mining areas. *Floresta e Ambient.* 23, 191–200. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.115914>.
- Jiang, D., Geng, Q., Li, Q., Luo, Y., Vogel, J., Shi, Z., 2019. Nitrogen and phosphorus resorption in planted forests worldwide. *Forests* 10, 1–11. <https://doi.org/10.3390/f10030201>.
- Kauano, É.E., Cardoso, F.C.G., Torezan, J.M.D., Marques, M.C.M., 2013. Micro- and meso-scale factors affect the restoration of Atlantic Forest. *Nat. Conserv.* 11, 145–151. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.023>.
- Kollmann, J., Meyer, S.T., Bateman, R., Conradi, T., Gossner, M.M., Souza Mendonça, M., Fernandes, G.W., Hermann, J.M., Koch, C., Müller, S.C., Oki, Y., Overbeck, G.E., Paterno, G.B., Rosenfield, M.F., Toma, T.S.P., Weisser, W.W., 2016. Integrating ecosystem functions into restoration ecology—recent advances and future directions. *Restor. Ecol.* 24, 722–730. <https://doi.org/10.1111/rec.12422>.



- Laughlin, D.C., Strahan, R.T., Moore, M.M., Fulé, P.Z., Huffman, D.W., Covington, W.W., 2017. The hierarchy of predictability in ecological restoration: are vegetation structure and functional diversity more predictable than community composition? *J. Appl. Ecol.* 54, 1058–1069. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12935>.
- Li, S., Liber, K., 2017. Influence of different revegetation choices on plant community and soil development nine years after initial planting on a reclaimed coal gob pile in the Shanxi mining area, China. *Sci. Total Environ.* 15, 1314–1323. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.252>.
- Lima, A.T., Mitchell, K., O’Connell, D.W., Verhoeven, J., Van Cappellen, P., 2016. The legacy of surface mining: Remediation, restoration, reclamation and rehabilitation. *Environ. Sci. Policy* 66, 227–233. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.07.011>.
- Londe, V., Sousa, H.C., Kozovits, A.R., 2016. Litterfall as an indicator of productivity and recovery of ecological functions in a rehabilitated riparian forest at das velhas river, southeast Brazil. *Trop. Ecol.* 57, 355–360.
- Lorenzi, H., 2009a. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa: Plantarum. 384p.
- Lorenzi, H., 2009b. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*, 2nd ed. Nova Odessa: Plantarum. 368p.
- Lorenzi, H., 2008. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*, Plantarum. ed. Nova Odessa: Plantarum. 368p.
- Macdonald, S.E., Landhäuser, S.M., Skousen, J., Franklin, J., Frouz, J., Hall, S., Jacobs, D.F., Quideau, S., 2015. Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. *New For.* 46, 703–732. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9506-4>.
- Maia, S., Vasconcelos, S.S., José, C., Carvalho, R., 2015. Frações de fósforo e simbiose micorrízica em floresta secundária em resposta a disponibilidade de água e nutrientes na Amazônia oriental. *Acta Amaz.* 45, 255–264. <https://doi.org/http://doi.org/10.1590/1809-4392201402894>.
- Malavolta, E., Vitti, G.C., Oliveira, S.A., 1997. *Avaliação do estado nutricional das plantas*. Piracicaba: Potafos. 319p.
- Martins, S.V., 2013. *Recuperação de áreas degradadas: como recuperar áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e áreas de mineração*. Viçosa: Centro de Produções Técnicas. 264p.
- Martins, W.B.R., Ferreira, G.C., Souza, F.P., Dionísio, L.F.S., Oliveira, F. A., 2018a. Deposição de serapilheira e nutrientes em áreas de mineração submetidas a métodos de restauração florestal em Paragominas, Pará. *Floresta* 48, 37–48. <https://doi.org/10.5380/rf.v48>
- Martins, W.B.R., Vale, R.L., Ferreira, G.C., Andrade, V.M.S., Dionísio, L.F.S., Rodrigues, R.P., Oliveira, F.A., Souza, G.M.P., 2018b. Litterfall, litter stock and water holding capacity in post-mining forest restoration ecosystems, Eastern Amazon. *Rev. Bras. Ciências Agrar.* 13, 1–9. <https://doi.org/10.5039/agraria.v13i3a5546>
- Meira Junior, M.S., Pereira, I.M., Mendonça, E.L., Lima, L., José, T., Otoni, O., 2015. Potential

- species for recovery areas Semideciduos Forest in iron exploration in the Serra Espinhaço. *Biosci. J.* 31, 283–295.
- Meyer, S.T., Koch, C., Weisser, W.W., 2015. Towards a standardized Rapid ecosystem Function Assessment (REFA). *Trends Ecol. Evol.* 30, 390–397. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.04.006>.
- Miranda Neto, A., Martins, S.V., Silva, K.A., Lopes, A.T., Demolinari, R., 2015. Litter production and leaf litter decomposition in mined area in restoration process in southeast Brazil. *Aust. J. Basic Appl. Sci.* 9, 321–327.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4, 356–364. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>.
- Parrotta, J.A., Henry, O., Wunderle, J.M., 1997. Unknown - Unknown - Development of floristic diversity in 10-year-old restoratio 99, 21–42. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00192-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00192-8).
- Parrotta, J.A., Knowles, O.H., 2001. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. *Ecol. Eng.* 17, 219–239. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00141-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00141-5).
- Paudel, E., Dossa, G.G.O., Xu, J., Harrison, R.D., 2015. Litterfall and nutrient return along a disturbance gradient in a tropical montane forest. *For. Ecol. Manage.* 353, 97–106. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.028>.
- Pereira, D.N., Martins, W.B.R., Andrade, V.M.S., Oliveira, F.A., 2017. Influência da remoção de serapilheira no teor de fósforo e potássio na Amazônia Oriental Introdução Material e Métodos. *Rev. Bras. Ciências Agrárias* 12, 380–385. <https://doi.org/10.5039/agraria.v12i3a5458>.
- Pereira, L.C.S.M., Oliveira, C.C.C., Domingues, J.M., Torezan, 2013. Woody species regeneration in Atlantic Forest restoration sites depends on surrounding landscape 11, 138–144. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.022>.
- Pijl, L. Van der, 1982. Principles of dispersal in higher plants. Berlin: Springer. 214p.
- Prach, K., Durigan, G., Fennessy, S., Overbeck, G.E., Torezan, J.M., Murphy, S.D., 2019. A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restor. Ecol.* 27, 917–923. <https://doi.org/10.1111/rec.13011>.
- Quesada, C.A., Lloyd, J., Anderson, L.O., Fyllas, N.M., Schwarz, M., Czimczik, C.I., 2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences* 8, 1415–1440. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1415-2011>.
- Quesada, C.A., Lloyd, J., Schwarz, M., Patiño, S., Baker, T.R., Czimczik, C., Fyllas, N.M., Martinelli, L., Nardoto, G.B., Schmerler, J., Santos, A.J.B., Hodnett, M.G., Herrera, R., Luizão, F.J., Arneeth, A., Lloyd, G., Dezzeo, N., Hilke, I., Kuhlmann, I., Raessler, M., Brand, W.A., Geilmann, H., Filho, J.O.M., Carvalho, F.P., Filho, R.N.A., Chaves, J.E., Junior, O.F.C., Pimentel, T.P., Paiva, R., 2010. Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis. *Biogeosciences* 7, 1515–1541. <https://doi.org/10.5194/bg-7-1515-2010>.
- R Core Team Development, 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing;

- R Foundation for Statistical Computing: Available online: <http://www.R-project.org> (accessed on 13 October 2019).
- Reis, A., Bechara, F.C., Tres, D.R., 2010a. Nucleation in tropical ecological restoration. *Sci. Agric.* 67, 244–250.
- Reis, L.P., Ruschel, A.R., Coelho, A.A., Santos, A., 2010b. Avaliação do potencial madeireiro na Floresta Nacional do Tapajós, após 28 anos da exploração florestal. *Brazilian J. For. Res.* 30, 265–282. <https://doi.org/10.4336/2010.pfb.30.64.265>.
- Ribeiro, S.S., Oliveira, F.A., Ferreira, G.C., Santos, D.E., Cruz, D.C., 2019. Forest restoration evaluation through indicators in areas of bauxite mining. *Floresta e Ambient.* 26, 1–11. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.081217>.
- Rivas-Pérez, I.M., Fernández-Sanjurjo, M.J., Núñez-Delgado, A., Monterroso, C., Macías, F., Álvarez-Rodríguez, E., 2016. Evolution of chemical characteristics of technosols in an afforested coal mine dump over a 20-year period. *Land Degrad. Dev.* 27, 1640–1649.
- Ruiz-Jaén, M.C., Aide, T.M., 2005. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *For. Ecol. Manage.* 218, 159–173. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.07.008>.
- Salomão, R.P., Brienza, S., Néelson, J., Rosa, A., 2014. Dinâmica de reflorestamento em áreas de restauração após mineração em unidade de conservação na Amazônia. *Rev. Árvore* 38, 1–24.
- Salomão, R.P., Hage, A.L.F., Brienza Júnior, S., Salomão, G.N., 2019. Structuring species for forest restoration of mining areas. *Brazilian J. Dev.* 5, 876–886.
- SER, 2004. Science & policy working group. The SER international primer on ecological restoration.
- Silva, C.R., Corrêa, R.S., 2008. Sobrevivência e crescimento de seis espécies arbóreas submetidas a quatro tratamentos em área minerada no Cerrado. *Rev. Árvore* 32, 731–740.
- Sorreano, M.C.M., Rodrigues, R.R., Boaretto, A.E., 2012. Guia de nutrição para espécies florestais nativas. São Paulo: Oficinas de Textos. 254p.
- Souza, A.L., Soares, C.P.B., 2013. Florestas nativas: estrutura, dinâmica e ambiência. Viçosa: UFV. 322p.
- Souza, S.R., Fernandes, M.S., 2006. Nitrogênio. Fernandes, M.D. (ed). In: *Nutrição Mineral de Plantas*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 216-245.
- Stanturf, J.A., Palik, B.J., Dumroese, R.K., 2014. Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. *For. Ecol. Manage.* 331, 292–323. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.029>.
- Suganuma, M.S., Durigan, G., 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restor. Ecol.* 23, 238–251. <https://doi.org/10.1111/rec.12168>.
- Tapia-Coral, S.C., Luizão, F., Pashanasi, B., Del Castillo, D., Lavelle, P., 2014. Influencia da massa e nutrientes da liteira sobre a composição dos macro-invertebrados em plantíos florestais na Amazônia peruana. *Folia Amaz.* 23, 171–186.

- Vitousek, P., 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *Am. Nat.* 119, 553–572.
- Wang, D., Zhang, B., Zhu, L., Yang, Y., Li, M., 2018. Catena Soil and vegetation development along a 10-year restoration chronosequence in tailing dams in the Xiaoqinling gold region of Central China. *Catena* 167, 250–256. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.05.007>.
- Wortley, L., Hero, J.M., Howes, M., 2013. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restor. Ecol.* 21, 537–543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>.
- Xiaogai, G., Lixiong, Z., Wenfa, X., Zhilin, H., Xiansheng, G., Benwang, T., 2013. Effect of litter substrate quality and soil nutrients on forest litter decomposition : A review. *Acta Ecol. Sin.* 33, 102–108. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2013.01.006>.
- Yada, M.M., Mingotte, F.L.C., Melo, W.J., Melo, G.P., Melo, V.P., Longo, R.M., Ribeiro, A.Í., 2015. Atributos químicos e bioquímicos em solos degradados por mineração de estanho e em fase de recuperação em ecossistema Amazônico. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* 39, 714–724. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140499>.
- Zhang, H., Yuan, W., Dong, W., Liu, S., 2014. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecol. Complex.* 20, 240–247. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.01.003>

## CONCLUSÕES GERAIS

Globalmente foram encontrados vários métodos de recuperação de ecossistemas pós mineração, com o predomínio do plantio de mudas. Além disso, os principais indicadores de monitoramento foram descritos como funcionais, sobretudo os relacionados as condições dos *Technosols*.

Essa atividade contribuiu e contribui economicamente para o desenvolvimento do estado do Pará, mas infelizmente, por questões políticas divergentes, não há melhorias de mesma magnitude nos municípios onde a atividade ocorre. Também foi verificado que o uso de cada método de restauração depende das condições bióticas e abióticas e o monitoramento deve ser realizado para averiguação da trajetória do ecossistema.

Para seleção de espécies aptas ao plantio de novos ecossistemas a taxa de sobrevivência, o crescimento e a regeneração natural foram variáveis úteis para implantação inicial pós mineração de bauxita. Apesar disso, novas variáveis podem ser inseridas, juntamente a essas, dependendo do objetivo da restauração florestal.

Em relação ao monitoramento, alguns indicadores dos ecossistemas com sete, oito e nove anos foram totalmente restaurados, mas de maneira geral os ecossistemas em restauração não se assemelham a floresta natural adjacente (controle), demandando mais tempo para que isso ocorra.