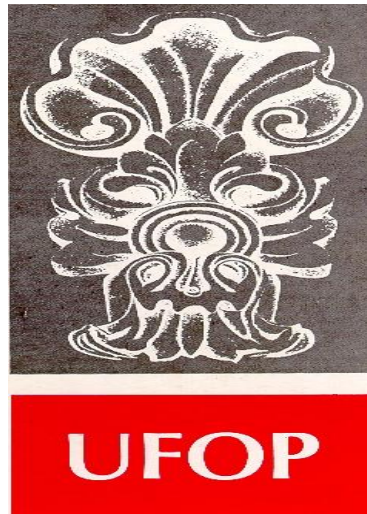


**METODOLOGIAS ALTERNATIVAS PARA
FACILITAÇÃO DA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DE
CANGA DEGRADADAS PELA EXTRAÇÃO DE BAUXITA**



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO

Reitor

João Luiz Martins

Vice-Reitor

Antenor Barbosa Júnior

Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação

André Barros Cota

ESCOLA DE MINAS

Diretor

José Geraldo Arantes de Azevedo Brito

Vice-Diretor

Wilson Trigueiro de Sousa

DEPARTAMENTO DE GEOLOGIA

Chefe

Issamu Endo



EVOLUÇÃO CRUSTAL E RECURSOS NATURAIS

CONTRIBUIÇÕES ÀS CIÊNCIAS DA TERRA – VOL. 68

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Nº 297

**METODOLOGIAS ALTERNATIVAS PARA FACILITAÇÃO DA
RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DE CANGA DEGRADADAS PELA
EXTRAÇÃO DE BAUXITA**

Naiara Amaral de Miranda Machado

Orientadora

Alessandra Rodrigues Kozovits

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais do Departamento de Geologia da Escola de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial à obtenção do Título de Mestre Ciência Naturais, Área de Concentração: Geologia Ambiental e Conservação de Recursos Naturais

OURO PRETO

2011

Universidade Federal de Ouro Preto – <http://www.ufop.br>
Escola de Minas - <http://www.em.ufop.br>
Departamento de Geologia - <http://www.degeo.ufop.br/>
Programa de Pós-Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais
Campus Morro do Cruzeiro s/n - Bauxita
35.400-000 Ouro Preto, Minas Gerais
Tel. (31) 3559-1605, e-mail: pgrad@degeo.ufop.br

Os direitos de tradução e reprodução reservados.

Nenhuma parte desta publicação poderá ser gravada, armazenada em sistemas eletrônicos, fotocopiada ou reproduzida por meios mecânicos ou eletrônicos ou utilizada sem a observância das normas de direito autoral.

ISSN 85-230-0108-6

Depósito Legal na Biblioteca Nacional

Edição 1ª

Catálogo elaborado pela Biblioteca Prof. Luciano Jacques de Moraes do
Sistema de Bibliotecas e Informação - SISBIN - Universidade Federal de Ouro Preto

M149m Machado, Naiara Amaral de Miranda.
Metodologias alternativas para facilitação da restauração de áreas de canga degradadas pela extração de bauxita [manuscrito] / Naiara Amaral de Miranda Machado – 2011.
xix, 71f. : il. color.; graf.; tabs.; mapas. (Contribuições às ciências da terra, Série M, v.68, n. 297)
ISSN: 85-230-0108-6

Orientadora: Profa. Dra. Alessandra Rodrigues Kozovits.

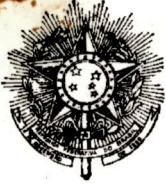
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto. Escola de Minas. Departamento de Geologia. Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais.

Área de concentração: Geologia ambiental e Conservação de Recursos Naturais.

1. Ecologia de restauração - Teses. 2. Bauxita - Teses. 3. Fitorremediação - Teses.
I. Universidade Federal de Ouro Preto. II. Título.

CDU: 502.174:669.71

Catálogo: sisbin@sisbin.ufop.br



TERMO DE CONCESSÃO DE GRAU DE MESTRE

Aos 28 de abril de 2011, no Departamento de Geologia da Escola de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto, procedeu-se a concessão do GRAU DE MESTRE em CIÊNCIAS NATURAIS a **NAIARA AMARAL DE MIRANDA MACHADO** concluinte do Programa de Pós-Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais, na área de concentração Geologia Ambiental e Conservação de Recursos Naturais. Como parte integrante dos requisitos institucionais, a aluna apresentou a dissertação "Técnicas de baixo custo para revegetação de áreas de cangas degradadas pela extração de bauxita", tendo sido implementadas e atendidas integralmente quaisquer exigências e ou prescrições apresentadas pela banca examinadora.

Desta forma, este termo passa a constituir dispositivo legal e regulamentar para a expedição e registro do diploma, sendo datado e assinado pela mestrande, pelos membros da banca examinadora e pelo Presidente do Colegiado do Programa de Pós-Graduação.

Ouro Preto, 28//04/2011

Naiara Amaral de Miranda Machado Naiara Amaral M. Machado

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Alessandra Rodrigues Kozovits Alessandra Rodrigues Kozovits
Presidente

Prof. Dr. José Pires Lemos José Pires Lemos

Prof. Dr. Sebastião Venâncio Martins Sebastião Venâncio Martins cadastrado

Prof. Dr. Jorge Carvalho de Lena
Presidente do Colegiado
de Pós-Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais
DEGEO/EM/UFOP

*Dedico aos meus avós Carlos Machado, grande mestre, que sempre
olhou e continua olhando por mim lá do céu, e Cândida Miranda que
me ensinaram as lições mais valiosas da vida...*

Agradecimentos

Agradeço a todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a conclusão deste trabalho, em especial:

Aos meus pais, Luzia e Carlos, por sempre me ajudarem, não só a concretizar meus objetivos profissionais, mas na construção da minha vida. Ao Flávio, por sempre me apoiar nos momentos difíceis e por me fazer redescobrir a cada dia o significado da palavra amor. Ao Lucas, meu pacotinho de felicidade, que completou a minha vida com a experiência indescritível de ser mãe. À todos os meus familiares que sempre torceram por mim.

À minha orientadora, Profa. Alessandra Kozovits, pelo apoio, incentivo, compreensão e amizade durante todos estes anos de trabalho, e por ser um exemplo de cordialidade e ética.

Aos professores do Departamento de Geologia, em especial, Profa. Mariangela e Prof. Jorge de Lena pela atenção e pelos ensinamentos. Aos professores do DEBIO, Prof. Sérgio e Prof. Marcão, pelas preciosas contribuições nas discussões estatísticas.

À equipe do Laboratório de Geoquímica Ambiental, em especial Prof. Hermínio, Adriana, Celso, Léo e Júlio, pela receptividade e por tornarem as 640 horas de análises químicas mais divertidas.

À equipe do Laboratório de Tratamento de Minérios, em especial ao técnico Rubens Tavares, mesmo com o braço lesionado não mediu esforços para me ajudar na preparação dos 720 kg de laterita triturada!

Aos alunos de graduação Priscila, Iuri e Rafael, aos membros do Laboratório de Ecofisiologia Vegetal, Valim, Hud, Pedrão, Si, Thammy, e demais amigos, Núbia, Fifi, Luana, Luneta, Reuber, Zé, Terror, Tiagão e tantos outros que não cabem aqui, pela força, literalmente, durante os trabalhos de campo! Principalmente na instalação do experimento, na coleta final e na triagem das raízes. Não teria conseguido sem vocês!

Aos amigos do PPG-ECRN, em especial, Cherem, Enrico e Fernandas. E a luta continua companheiros!

Aos eternos amigos de Ouro Preto por sempre estarem presentes!

Ao IEF/MG, em especial ao engenheiro Alberto Matos, pela ajuda na formulação do trabalho e disponibilização das mudas de candeia. Ao CNPq pela concessão de recursos para o desenvolvimento do projeto. À CAPES pela concessão da bolsa mestrado.

Sumário

AGRADECIMENTOS	ix
LISTA DE FIGURAS	xiii
LISTA DE TABELAS	xv
RESUMO	xvii
ABSTRACT	xix
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	1
1.1 Considerações iniciais	1
1.2 Campos ferruginosos e os impactos das atividades minerárias	2
1.3 Restauração ecológica de sistemas degradados e a seleção de habitats de referência	4
1.4 Disponibilidade e mobilidade de metais pesados no sistema solo-planta em áreas metalíferas	5
1.5 Fitorremediação de metais pesados	8
1.6 Objetivos	10
CAPÍTULO 2 - CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	11
2.1 Considerações iniciais	11
2.2 Geologia da região estudada	13
2.3 Clima	14
2.4 Vegetação	14
CAPÍTULO 3 - METODOLOGIA	15
3.1 Delineamento experimental	15
3.2 Preparação e alocação dos substratos	16
3.3 Seleção da espécie vegetal	17
3.4 Amostragem e análises dos substratos	18
3.4.1 Fertilidade	18
3.4.2 pH	18
3.4.3 Granulometria	19
3.4.4 Mineralogia	19
3.4.5 Geoquímica	19
Digestão Total	20
Extração Sequencial em três etapas	20
3.5 Amostragem e análises das plantas	22
3.5.1 Plantio e desenvolvimento das mudas	22
3.5.2 Crescimento relativo	22
3.5.3 Biomassa seca, razões alométricas e preparação das amostras para análise química	23
3.5.4 Análise química	24
Bioacumulação de metais em <i>Eremanthus erythropappus</i>	25

3.6 Análises estatísticas	25
3.6.1 Análises dos substratos.....	25
3.6.2 Análises das plantas.....	26
CAPÍTULO 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO (PARTE I) - TOPSOIL E LATERITA TRITURADA PROMOVEM O CRESCIMENTO DE <i>Eremanthus erythropappus</i>	27
4.1 Resultados	27
4.1.1 Caracterização inicial dos substratos.....	27
Fertilidade e pH.....	27
Granulometria.....	27
Mineralogia.....	28
Geoquímica.....	28
Digestão total.....	29
Extração Sequencial.....	30
4.1.2 Análises do estudo biológico.....	32
Sobrevivência, biomassa final e relações alométricas das mudas.....	32
Crescimento em altura e diâmetro.....	34
4.2 Discussão	35
4.2.1 Caracterização dos substratos testados.....	35
4.2.2 Desempenho das mudas e avaliação do método aplicado.....	36
CAPÍTULO 5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO (PARTE II) - BIOACUMULAÇÃO DE ELEMENTOS ESSENCIAIS E NÃO ESSENCIAIS EM <i>Eremanthus erythropappus</i>	39
5.1 Resultados	39
5.1.1 Modificações na composição química dos substratos.....	39
5.1.2 Composição química das plantas.....	42
5.1.3 Relações substrato x planta.....	50
5.2 Discussão	54
CAPÍTULO 6 - CONCLUSÃO	61
REFERÊNCIAS	63
APÊNDICE I	69
ANEXO I	71

Lista de Figuras

- Figura 1.1:** Figura ilustrando os sistemas ecológicos como um espaço multidimensional, no qual as funções ecossistêmicas, o tempo e o espaço interagem ditando os atributos ecológicos do sistema. Sistemas degradados têm os atributos ecossistêmicos deslocados para fora da janela de variabilidade natural, a restauração é recomendada no sentido de direcionar os processos ecossistêmicos para dentro dos limites considerados aceitáveis.....4
- Figura 2. 1:** Vertente leste da Serra da Brígida impactada pela extração de bauxita (A) e fragmento de vegetação nativa não alterada adotado como habitat referência (B).12
- Figura 2. 2:** Sinais pontuais de regeneração espontânea na área degradada. (A) indivíduo de *Eremanthus erythropappus* desenvolvendo-se sobre fraturas no saprolito laterítico e (B) espécies herbáceas desenvolvendo sobre laterita intemperizada.....12
- Figura 3. 1:** Vista geral da área de estudo, em abril de 2009, no início do experimento(A) e 12 meses após o plantio, em março de 2010 (B).15
- Figura 3. 2:** A) Procedimento de fixação dos quadros sobre a laterita. B) Proteção contra o vento ao redor de cada indivíduo.....16
- Figura 3. 3:** Esquema do procedimento da extração sequencial em três etapas, os quadros ao lado esquerdo indicam a etapa, os centrais os extratores utilizados e ao lado direito os grupos de elemento extraídos.21
- Figura 3. 4:** Procedimento de coleta das raízes dos indivíduos de *E. erythropappus* após 12 meses de experimento: (A) retirada do corpo principal da raiz, (B) parcela de estudo após a remoção do substrato para triagem das raízes finas, (C) triagem das raízes em laboratório e (D) raízes após a triagem.24
- Figura 4. 1:** Porcentagem média de representatividade das diferentes frações granulométricas em amostras de *topsoil* e laterita triturada.28
- Figura 4. 2:** Valores das componentes principais 1 e 2 para *topsoil*, laterita triturada e laterita exposta baseado na concentração de macro e micronutrientes essenciais, e elementos não-essenciais.....31
- Figura 4. 3:** Biomassa seca de raízes, caule e folhas de mudas de *E. erythropappus* após 12 meses de desenvolvimento no *topsoil* (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp).....32
- Figura 4. 4:** Relação entre os dados logaritmizados (\log_{10}) de biomassa seca de folhas e caules (a), biomassa seca de folhas e raízes (b) e biomassa de seca de caules e raízes (c) de plântulas de *E. erythropappus* em três substratos: *topsoil* (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp)..33
- Figura 4. 5:** Box-plot dos dados logaritmizados (\log_{10}) de crescimento relativo em altura de plântulas de *E. erythropappus* após 12 meses de desenvolvimento em *topsoil* (top), laterita triturada (lat trit) e exposta (lat exp)34
- Figura 4. 6:** Box-plot dos dados logaritmizados (\log_{10}) de crescimento relativo em diâmetro de plântulas de *E. erythropappus* após 12 meses de desenvolvimento em *topsoil* (top), laterita triturada (lat trit) e exposta (lat exp)35

Figura 5. 1: Quantidade totais de Ni e V acumulados em raízes, caules e folhas de mudas de <i>E. erythropappus</i> após 12 meses de desenvolvimento em <i>topsoil</i> (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp).	46
Figura 5. 2: Quantidade de Al, Cr, Fe, Ti e V acumulados em raízes, caules e folhas de mudas de <i>E. erythropappus</i> após 12 meses de desenvolvimento em <i>topsoil</i> (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp).	47
Figura 5. 3: Quantidade de Ca, K, Mg, P e S acumulados em raízes, caules e folhas de mudas de <i>E. erythropappus</i> após 12 meses de desenvolvimento em <i>topsoil</i> (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp).	48
Figura 5. 4: Quantidade de Cu, Mn, e Zn acumulados em raízes, caules e folhas de mudas de <i>E. erythropappus</i> após 12 meses de desenvolvimento em <i>topsoil</i> (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp).	49
Figura 5. 5: Quantidade de Ba, Na, e Sr acumulados em raízes, caules e folhas de mudas de <i>E. erythropappus</i> após 12 meses de desenvolvimento em <i>topsoil</i> (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp).	50
Figura 5. 6: Relação entre as concentrações de Cr, Mn, Cu, Ti e V em mudas de <i>E. erythropappus</i> e o conteúdo total e na fração trocável do substrato.	53
Figura I 1: Mapa Geológico do Quadrilátero Ferrífero (modificado de Door 1969).	711

Lista de Tabelas

Tabela 3. 1: Padrão granulométrico estabelecido para preparação do substrato “laterita triturada”	17
Tabela 4.1: Concentrações médias de N total e P disponível \pm desvio padrão nos substratos <i>topsoil</i> e laterita triturada.	27
Tabela 4. 2: Presença de minerais (+) nos substratos testados , <i>topsoil</i> , laterita triturada e exposta. ...	28
Tabela 4.3: Concentrações totais (mg kg^{-1}) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais presentes no <i>topsoil</i> , laterita triturada e laterita exposta. Média \pm desvio padrão.	29
Tabela 4. 4: Concentração média (mg kg^{-1}) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais presentes no <i>topsoil</i> , laterita triturada e laterita exposta, nas frações prontamente disponível (troçável) e disponibilizável (reduçível e oxidável) (Média \pm desvio padrão).....	30
Tabela 5. 1: Concentração (mg kg^{-1}) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais no <i>topsoil</i> antes e após doze meses de experimento. Média \pm desvio padrão.	40
Tabela 5. 2: Concentração (mg kg^{-1}) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais na laterita triturada antes e após doze meses de experimento. Média \pm desvio padrão.	41
Tabela 5. 3: Concentração média (mg kg^{-1}) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais na laterita exposta antes e após doze meses de experimento. Média \pm desvio padrão....	42
Tabela 5. 4: Concentração média (mg kg^{-1}) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais em plântulas de <i>E. erythropappus</i> antes e após 12 meses de desenvolvimento no <i>topsoil</i> . Média \pm desvio padrão.	43
Tabela 5. 5: Concentração média (mg kg^{-1}) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais em plântulas de <i>E. erythropappus</i> antes e após 12 meses de desenvolvimento na laterita triturada. Média \pm desvio padrão.	44
Tabela 5. 6: Concentração média (mg kg^{-1}) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais em plântulas de <i>E. erythropappus</i> antes e após 12 meses de desenvolvimento na laterita exposta. Média \pm desvio padrão.	45
Tabela 5. 7: Coeficiente de translocação das raízes para a parte aérea de mudas de <i>E. erythropappus</i> nos substratos testados <i>topsoil</i> , laterita triturada e laterita exposta.	46
Tabela 5. 8: Coeficiente de Absorção Biológica para macro e micronutrientes e elementos não essenciais baseado no conteúdo total (CAB total) e em relação à fração troçável do substrato (CAB troçável) no <i>topsoil</i> (Top), laterita triturada (Lat trit) e exposta (Lat exp). Média \pm desvio padrão.	51
Tabela 5. 9: Coeficientes de correlação para as relações entre conteúdo total de elementos no substrato e planta e entre conteúdo da fração troçável do substrato e planta, e respectivos p-valores.	52
Tabela I.1: Concentração de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais comumente encontrado em plantas superiores em substratos sem contaminação (mg kg^{-1} ou ppm).....	69

Resumo

A mineração é uma das principais responsáveis pela degradação de áreas metalíferas em todo mundo e a escassez de informação sobre estes sistemas dificulta a formulação de medidas para sua conservação e restauração. Sabe-se que o uso do topsoil em processos de recuperação de áreas degradadas pela mineração, embora recomendável, nem sempre é possível, especialmente em locais onde há escassez deste recurso, como no caso de campos ferruginosos. Neste caso, novos substratos, preferencialmente disponíveis localmente, devem ser testados. O presente estudo foi realizado em uma antiga área de exploração de bauxita na Serra da Brígida em Ouro Preto (MG), abandonada na década de 60 sem sofrer nenhuma ação de restauração. A área explotada encontra-se, em grande parte, margeada por manchas de vegetação nativa não alterada, a qual foi considerada como habitat referência para as medidas de restauração. Além disso, observações *in situ* demonstraram a presença de pequenas manchas de vegetação nativa iniciando a colonização do ambiente associadas à rasas depressões do terreno onde houve acúmulo de laterita intemperizada, sugerindo que a redução granulométrica possa ter facilitado o estabelecimento das plantas. Baseado nas características do habitat referência e nos processos de regeneração natural observado *in situ* e, foram testados a laterita triturada, simulando a granulometria encontrada nas manchas vegetadas, e o *topsoil* retirado da área referência como substratos para o crescimento e desenvolvimento de mudas de *Eremanthus erythropappus*, uma espécie lenhosa, pioneira, ampla e naturalmente distribuída na área. Além disso, absorção, acúmulo e distribuição de elementos na espécie foram avaliados, fornecendo indícios sobre o uso potencial desta em projetos de fitorremediação. As mudas foram cultivadas sem adição de fertilizantes nos dois substratos e também diretamente sobre a laterita exposta, não triturada. A espécie mostrou-se bastante promissora para a revegetação da área, apresentando alta sobrevivência em todos os substratos. Maiores incrementos anuais em altura e diâmetro e biomassa final foram observados no *topsoil*, mas a redução granulométrica da laterita acelerou em 2 vezes o crescimento das plantas em relação à laterita exposta. Tal resultado provavelmente deve-se ao aumento da disponibilidade de elementos essenciais para as plantas e à melhoria das condições físicas para o crescimento de raízes. Além disso, as relações alométricas não foram alteradas pelo tipo do substrato, evidenciando a alta tolerância da espécie a diferentes condições edáficas, característica fundamental para o sucesso da revegetação de áreas degradadas pela extração de bauxita. Quanto à composição química *E. erythropappus* modificou a dinâmica de elementos dos substratos testados, e, mesmo sob condições de oligotrofia, manteve suas concentrações internas de nutrientes em níveis adequados para o desenvolvimento vegetal. A espécie acumulou altas concentrações de Al e Fe em suas raízes, sugerindo que esta é uma boa candidata para projetos de fitoestabilização em minas de bauxita e ferro.

Abstract

Mining is the main responsible for the degradation of metallophyte habitats, the lack of information about these systems difficults the definition of actions for its conservation and restoration. Although the use of topsoil has been suggested in restoration processes of areas degraded by mining operations, this is not always possible, especially in places where topsoil is lacking, as in the case of fields ferruginous. In these cases, new substrates, preferably those locally available should be tested. This study was performed in a bauxite mining impacted area in Serra da Brígida in Ouro Preto (MG), which was abandoned in the 60s without receiving any restoration efforts. The exploited area was bordered by undisturbed native vegetation spots, which were considered as reference sites for restoration interventions. Furthermore small patches of native vegetation were observed *in situ*, associated with small and shallow depressions containing low granulometry laterite, suggesting that reducing the granulometry of saprolite can facilitate the natural establishment of native plants. Based on the characteristics of the reference site and on the natural regeneration processes of the degraded area, the crushed laterite and the collected topsoil from the reference site were tested as substrates for the growth and development of *Eremanthus erythropappus* seedlings, a woody pioneer species that is naturally and widely distributed in the area. Beyond that uptake, accumulation and distribution of elements in this species were evaluated, providing clues about the potential use in phytoremediation projects. Seedlings were cultivated without fertilizers in these two substrates and also directly over the exposed and uncrushed laterite. The species proved to be very promising for the revegetation, showing a high survival rate in all substrates. Higher annual growth rates and higher final biomass values were observed in topsoil, but the granulometric reduction of laterite doubled plant growth rate in comparison to the exposed laterite. This result was likely due to the increased availability of essential nutrients to plants and to the improvement in physical conditions for root growth and functioning. Moreover, seedling allometry was not altered by the type of substrate, suggesting that the species was highly plastic, a fundamental characteristic for success of revegetation of bauxite extraction degraded areas. Apparently *E. erythropappus* changed the chemistry composition of the substrates, and even under oligotrophic, maintained internal concentrations of nutrients at appropriate levels for plant development. The species accumulated high concentrations of Al and Fe in roots, suggesting that *E. erythropappus* is a good candidate for phytostabilization projects in bauxite and iron mines.

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1 - CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O Brasil detém um dos maiores patrimônios minerais do mundo, sendo o segundo maior produtor mundial de minério de ferro e o terceiro de bauxita (IBRAM 2010). Em 2009, o setor mineral foi responsável por mais de 50% do saldo da balança comercial do Brasil (IBRAM 2010). A demanda por minérios provavelmente irá se expandir nas próximas décadas devido à abertura econômica da China e o crescimento populacional mundial.

A maior parte dos depósitos de ferro e bauxita no país ocorre em áreas de canga na Serra de Carajás (Pará) e no Quadrilátero Ferrífero (Minas Gerais) (Dorr 1969, Scarano 2007). Somente o Quadrilátero Ferrífero, região geológica com uma área aproximada de 7000 km², até 2006, era responsável por 75% da produção brasileira de ferro e contava com aproximadamente 50 minas a céu aberto em funcionamento (DNPM 2006).

A expansão das atividades mineradoras é acompanhada pelos impactos associados à remoção da cobertura vegetal e das camadas superficiais do solo. Distúrbios como estes dificultam consideravelmente a regeneração natural da área, sendo necessárias intervenções para direcionar o sistema degradado a um estado ecológico inserido em limites aceitáveis para um sistema menos perturbado. Em outras palavras, a restauração ecológica deve buscar restabelecer a trajetória ecológica do habitat (Palmer *et al.* 1997).

Atualmente a legislação de muitos países, principalmente na América do Norte e Europa, exige a incorporação de medidas de recuperação no plano de fechamento de mina com a conservação e reposição do solo original para a área degradada. Sabe-se que o uso do *topsoil*, camada superficial de solo, como fonte de matéria orgânica, microrganismos e banco de sementes é um método bem-sucedido (Hall 2002). Entretanto, em muitas áreas de mineração, o solo superficial não é estocado, ou o tempo de armazenamento reduz enormemente seu potencial regenerativo. Além disso, o transporte de substratos para a recomposição topográfica e cobertura do solo é a etapa de maior custo no plano de fechamento de mina (Guimarães 2005). Com isso uma grande quantidade de minas permanece abandonada sem efetiva restauração (Bradshaw 1997, Tordoff *et al.* 2000).

A regeneração natural de áreas mineradas é consideravelmente dificultada pelas condições físicas e químicas do substrato pós-mina (Bradshaw 1997). A alta dureza e densidade do regolito, elevada concentração de metais-pesados, baixa disponibilidade e retenção de nutrientes e água

restringem o estabelecimento de mudas e inibem crescimento de suas raízes (Mengler *et al.* 2006, Szota *et al.* 2007). Processos iniciais de formação de solo nestas áreas também são inibidos, devido a alta vulnerabilidade à erosão eólica e à alta mobilidade superficial (Wong 2003, Eastham & Morald 2006, Eastham *et al.* 2006, Kew *et al.* 2007). Dessa forma, a maioria dos processos de restauração em áreas mineradas requer múltiplas intervenções. Geralmente as ações de recuperação destas áreas envolve a aplicação de gramíneas e leguminosas exóticas, as quais demandam manejo intensivo com aplicação de corretores de pH, fertilizantes orgânicos e inorgânicos e introdução de microrganismos, no sentido de amenizar as condições iniciais do substrato, além da implantação de um sistema de irrigação e o constante controle de pragas (Eastham & Morald 2006, Grant *et al.* 2007, Jasper 2007). Estas ações elevam os custos finais do projeto de restauração sendo um grande empecilho para restauração principalmente de antigas minas (Bradshaw 1997). Assim, estudos baseados nos processos de regeneração natural do ecossistema com aplicação de plantas nativas que tolerem as condições edáficas locais e a utilização de substratos localmente disponíveis são fundamentais para desenvolvimento de metodologias alternativas de restauração com aplicação de tratamentos culturais mínimos (Whiting *et al.* 2004).

1.2 - CAMPOS FERRUGINOSOS E OS IMPACTOS DAS ATIVIDADES MINERÁRIAS

Os substratos conhecidos como “cangas”, são couraças lateríticas espessas formadas a partir do processo de laterização. Eschwege (1822) definiu canga como conglomerado de rocha ferruginosa composto por variedades de hematita cimentadas por limonita (Renger 2005). Segundo Dorr (1964), a canga é moderadamente dura, bem consolidada, levemente permeável e muito resistente à erosão e ao intemperismo químico, formando extensos depósitos sobre ou próximos a superfícies erosivas.

A dinâmica de formação da paisagem das couraças ferruginosas é um processo contínuo; com movimentos verticais, laterais e oblíquos responsáveis pela formação dos horizontes do perfil da couraça e da relação entre eles no interior da paisagem laterítica (Tardy 1993). Em um primeiro momento, um manto de alteração espesso é formado acima do saprolito laterítico. Este manto de alteração é caracterizado por uma boa drenagem, propiciando a percolação de água até a área de transição entre o regolito, ou manto de alteração, e o saprolito; a água acumula-se no contato entre estes horizontes, já que o saprolito é um corpo impermeável. A água acumulada oxidará o ferro presente nos minerais primários do saprolito, este processo é denominado ferruginização. Os íons de Fe^{3+} liberados durante este processo serão precipitados na região de contato entre o saprolito e o regolito formando concreções ferruginosas. Em longo prazo, estes processos serão intensificados e estas concreções se tornarão mais espessas e estruturadas, formando uma couraça impermeável e resistente à erosão. O manto de alteração será erodido e a couraça laterítica será então exposta (Tardy 1993). Os processos intempéricos agindo ao longo de milhões de anos são responsáveis pela contínua

dissolução e reprecipitação de minerais de ferro nas cangas, ou seja, há uma contínua degradação e formação das couças lateríticas ao longo do tempo.

Segundo Schaefer (2008), áreas de canga são caracterizadas por complexos de solos e não por afloramentos de rocha como o comumente assumido. Os solos de canga do Quadrilátero Ferrífero são altamente distróficos e ligeiramente ácidos, ambas as características são consequência do avançado grau de intemperismo responsável pela intensa lixiviação de nutrientes e cargas elétricas (Schaefer 2008). Além disso, estes solos são acentuadamente pedregosos e apresentam baixa capacidade de troca catiônica (CTC). A CTC, assim como em outros ambientes rupestres, depende quase totalmente da matéria orgânica, esta, por sua vez, é muito pobre e ácida e na maior parte formada por carbono resultante de queimas periódicas (Benites *et al.* 2007, Schaefer 2008).

Eschwege (1822), ao descrever a ocorrência de cangas no Quadrilátero Ferrífero durante o século XIX, já enfatizava a destruição destes sistemas pela mineração na Serra de Ouro Preto (Renger 2005). Além da histórica atividade de mineração, a atual crescente demanda mundial pela produção de minério de ferro, juntamente com o processo de urbanização, agravam a perda de habitat sobre áreas de cangas (Jacobi *et al.* 2007). Uma única mina a céu aberto pode ser responsável pela degradação de 100 ha de terra por ano (Bradshaw 2002). Dentre os impactos causados pela mineração pode-se destacar a alteração da paisagem, desestabilização de encostas, aumento da vulnerabilidade a erosão, assoreamento de corpos d'água, perda ou degradação das camadas superficiais do solo, elevação do potencial poluidor da área, a perda de produtividade e biodiversidade (Bradshaw 2002, Moreira 2004, Whiting *et al.* 2004).

Em áreas de canga, fatores limitantes para o estabelecimento e desenvolvimento da maioria das espécies vegetais, como alta concentração de metais pesados, alta incidência solar, pouca matéria orgânica disponível, solos rasos, ventos fortes e extremos de temperatura, vêm selecionando ao longo do tempo evolutivo, uma comunidade vegetal totalmente peculiar caracterizada por clímax edáfico, denominada campo ferruginoso (Vincent *et al.* 2002, Jacobi *et al.* 2007, Viana & Lombardi 2007). Grande parte das espécies que habitam estes sistemas tem sua ocorrência restrita a solos metalíferos, o que torna suas populações ainda mais fragilizadas com a perda de habitat (Whiting *et al.* 2004). Além disso, estudos florísticos demonstram que, apesar das condições adversas, campos ferruginosos apresentam uma alta diversidade (Jacobi *et al.* 2007, Stehmann & Oliveira 2007, Viana & Lombardi 2007, Jacobi *et al.* 2008). Dessa forma a utilização de espécies nativas de campos ferruginosos em projetos de restauração de áreas mineradas pode representar uma forma de resgate da biodiversidade local do Quadrilátero Ferrífero considerada fortemente ameaçada (Costa *et al.* 1998).

1.3 - RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE SISTEMAS DEGRADADOS E A SELEÇÃO DE HABITATS DE REFERÊNCIA

A restauração ecológica é uma atividade de intervenção que inicia ou acelera a “recuperação” de um ecossistema degradado, perturbado ou inteiramente destruído. Neste caso, entende-se por “recuperação” o restabelecimento dos processos ecossistêmicos até o ponto em que o sistema seja capaz de sustentar-se estrutural e funcionalmente (IBAMA 1990, SER 2004). Em outras palavras, a restauração possibilita ou facilita a expressão dos processos naturais criando meios de restabelecer a sustentabilidade do sistema. Palmer *et al.*(2006) indicam que a definição mais realista para a restauração ecológica seria a de uma tentativa de direcionar um sistema degradado a um estado ecológico inserido em limites aceitáveis para um sistema menos perturbado (Fig 1.1).

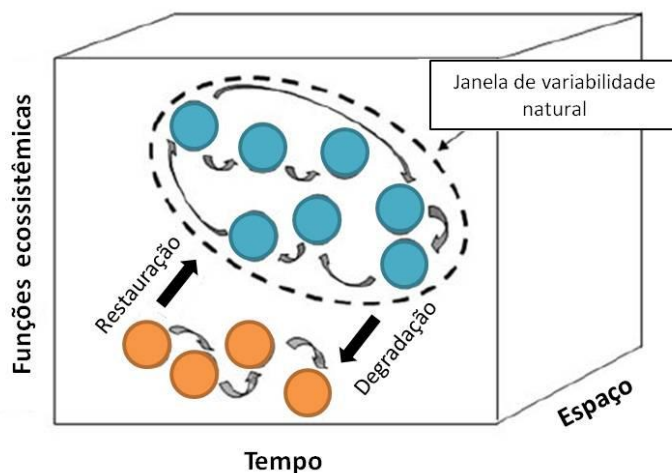


Figura 1.1 A figura acima ilustra os sistemas ecológicos como um espaço multidimensional, baseada no trabalho de Walker & Boyer (1993), no qual as funções ecossistêmicas, o tempo e o espaço interagem ditando os atributos ecológicos do sistema. As esferas azuis representam os processos ecossistêmicos do sistema natural, os quais variam ao longo do tempo e espaço, dentro de uma janela de variabilidade natural (representada pela linha tracejada). Sistemas degradados têm os atributos ecossistêmicos deslocados para fora da janela de variabilidade natural (esferas laranjas). Neste caso, a restauração é recomendada no sentido de direcionar os processos ecossistêmicos para dentro dos limites considerados aceitáveis para um sistema menos perturbado. Figura modificada de Palmer *et al.* (2006).

Em 1996, foi realizado no *National Center for Ecological Analysis and Synthesis* (NCEAS) em Santa Barbara (Califórnia) o primeiro encontro a fim de discutir a base conceitual da ecologia da restauração e delinear as questões críticas para se conciliar a pesquisa acadêmica com as práticas de restauração (Allen *et al.* 1997). Até então, a maioria dos projetos desenvolvidos careciam de planejamento, investigação e mensuração científica, assumindo um caráter estritamente agrônomo ou silvicultural (Allen *et al.* 1997, SER 2004). Como produtos deste encontro diversas publicações foram desenvolvidas sobre aplicação de conceitos ecológicos em restauração (Allen *et al.* 1997, Ehrenfeld & Toth 1997, Michener 1997, Palmer *et al.* 1997, Parker 1997, White & Walker 1997).

Um componente chave em projetos de restauração ecológica é a determinação de habitats de referência (White & Walker 1997). As informações do habitat referência possibilitam o direcionamento das medidas de restauração a fim de restabelecer a diversidade, estrutura e função da área degradada para um estado similar ao encontrado em áreas referências não degradadas (Chambers *et al.* 1994, Aronson *et al.* 1995, White & Walker 1997, Brewer & Menzel 2009). Geralmente, em áreas mineradas, a falta de informação sobre o sistema original e a ausência de habitat referência dificultam consideravelmente a restauração ecológica, e nestes casos, estudos de base em áreas abandonadas em fase de regeneração espontânea são fundamentais para o delineamento de métodos para facilitar e acelerar a regeneração possibilitando a formação de um neocossistema.

No presente estudo, a área minerada encontra-se, em grande parte, margeada por manchas de vegetação nativa não alterada, a qual foi considerada como habitat referência por ser a área não degradada mais próxima geograficamente, a qual possivelmente apresenta composição, estrutura e condições ambientais mais similares as encontradas no local de estudo antes da mineração (White & Walker 1997 e Herath *et al.* 2009). Observações *in situ* demonstraram a presença de pequenas manchas de vegetação nativa iniciando a colonização do ambiente principalmente associadas às fraturas na laterita ou em pequenas depressões, onde observou-se o acúmulo de laterita com granulometria reduzida. Além de gramíneas nativas, plântulas de espécies lenhosas também se estabeleceram nestas manchas, especialmente *Eremanthus erythropappus*. Tal observação sugere que a redução granulométrica do saprolito por si só pode facilitar o estabelecimento natural de plantas nativas, conforme observado também por Craw *et al.* (2007).

1.4 - DISPONIBILIDADE E MOBILIDADE DE METAIS PESADOS NO SISTEMA SOLO-PLANTA EM ÁREAS METALÍFERAS

Metais-pesados são definidos como metais com densidade acima de 6 g/cm³, como por exemplo, cádmio (Cd - 8.6 g/cm³), chumbo (Pb - 11.4 g/cm³), cobalto (Co - 8.9 g/cm³), cobre (Cu - 8.9 g/cm³), cromo (Cr - 7.2 g/cm³), ferro (Fe - 7,8 1 g/cm³), manganês (Mn- 7,2 g/cm³), mercúrio (Hg - 13.5 g/cm³), molibdênio (Mo - 10.2 g/cm³), níquel (Ni -8.7 g/cm³), e zinco (Zn - 7.1 g/cm³) (Alloway 1990). Entretanto, elementos com densidade inferior a 5 g/cm³ e não-metais são comumente associados a esta classificação devido a sua toxicidade, como o alumínio (Al), elemento considerado um metal leve (2.7 g/cm³), o arsênio (As - 5.7 g/cm³) e estanho (Sn - 7.3 g/cm³), os quais são semi-metais, e o selênio (Se - 4.8 g/cm³) considerado um não-metal (Shaw *et al.* 2004).

A maioria destes elementos está incluída no grupo dos “elementos-traços”, os quais ocorrem naturalmente na crosta terrestre em concentrações muito baixas, iguais ou inferiores a 1 ppm, entretanto esta classificação é variável e um elemento abundante em determinado sistema pode ser

considerado traço em outras áreas dependendo da intensidade do intemperismo e da rocha matriz (White 2007). Solos serpentinos, por exemplo, apresentam altas concentrações de Ni, Cr e Co (Greger 2004), enquanto solos ferríferos, como os encontrados no Quadrilátero Ferrífero, são abundantes em Fe, Al e Mn (Boulangé *et al.* 1997).

Grande parte dos metais-pesados é considerada como nutrientes essenciais em humanos e vegetais, e sua deficiência causa sérios danos à saúde destes seres vivos (Zeitouni 2003). Entretanto, em elevadas concentrações, os metais-pesados nos solos podem causar toxicidade e inibir o crescimento da maioria das espécies vegetais. Dessa forma, algumas espécies vegetais desenvolveram, ao longo do tempo evolutivo, mecanismos adaptativos, fisiológicos e morfológicos, que conferem à capacidade de evitar ou tolerar a toxicidade de metais-pesados, possibilitando o estabelecimento e desenvolvimento de uma comunidade vegetal, resistente ou tolerante, em solos com elevadas concentrações de metais-pesados, como em áreas de cerrado e campos ferruginosos (Haridasan 2000, Larcher 2000, Hall 2002, Whiting *et al.* 2004, Jacobi *et al.* 2007). Essas plantas são denominadas metalófitas verdadeiras (Whiting *et al.* 2004).

De forma geral, tais plantas tolerantes às concentrações tóxicas de metais podem ser classificadas em: (1) exclusoras, quando restringem a entrada dos metais nas raízes e/ou sua translocação para parte aérea, (2) indicadoras, quando as concentrações de metais internas nas plantas variam de acordo com a concentração no solo; e (3) acumuladoras, as quais absorvem grandes quantidades de metais, mesmo quando estes estão disponíveis em baixa concentração no solo, e transportam estes elementos para sua parte aérea onde serão acumulados (Baker 1981). Plantas hiperacumuladoras, por sua vez, são capazes de acumular até 100 vezes mais metais que outras espécies desenvolvendo sob a mesma condição (Brooks 1998).

A absorção de metais por plantas pode ocorrer de forma passiva ou ativa. A absorção passiva se dá por difusão de íons a favor do gradiente de concentração, este tipo de transporte ocorre de forma mais proeminente quando há uma alta concentração de metais no solo em contato com as raízes. Na absorção ativa os íons são transportados contra o gradiente de concentração através de canais seletivos presentes na membrana plasmática e com gasto de energia metabólica (Taiz & Zeiger 2002). Para serem absorvidos, entretanto, os íons devem estar disponíveis na solução do solo.

Diversos fatores físico-químicos alteram a disponibilidade e mobilidade de elementos no solo dos quais pode-se ressaltar o efeito do pH, do potencial redox, do teor de óxidos e hidróxidos, do conteúdo de matéria orgânica e da granulometria (Kabata-Pendias & Pendias 2001). Estes fatores afetam as reações de sorção e dessorção de íons com as partículas do solo, resultando na imobilização ou liberação de elementos para a solução (Brady & Weil 2008).

A diminuição do pH aumenta consideravelmente a disponibilidade de elementos, uma vez que os íons H^+ , os quais competem fortemente pelos sítios de adsorção nas partículas do solo, se ligam a estas liberando os demais cátions para a solução (Gurevitch *et al.* 2002). As condições de oxi-redução também afetam a biodisponibilidade, já que diversos elementos, como Fe, Mn, Ni e Cu, ocorrem nos solos em mais de um estado de valência sendo mais solúveis em um estado de oxidação do que em outro (Brady & Weil 2008). Hidróxidos de Fe e Al, por sua vez, são carregados positivamente e, assim, tendem a serem os principais sítios de adsorção de ânions no colóide dos solos (Greger 2004). Já a matéria orgânica é responsável por 50% a 90% do poder de adsorção de cátions em solos superficiais, imobilizando os íons metálicos no substrato evitando que estes sejam lixiviados (Greger 2004, Brady & Weil 2008). Ácidos fúlvico e húmico, classificados como substâncias húmicas solúveis, têm a capacidade de complexar micronutrientes presentes nas estruturas de minerais, como Fe, Cu, Mn e Zn, tornando-os fitodisponíveis (Brady & Weil 2008). Por fim, é possível observar uma forte correlação positiva entre os teores de elementos e o conteúdo de fração argila no solo (Kabata-Pendias & Pendias 2001). Grãos menores apresentam maior superfície de contato para reações químicas expondo mais sítios de adsorção de íons, ou seja, solos com maior teor de argila possuem maior capacidade de troca catiônica (CTC) comparados a solos cascalhosos ou arenosos (Taiz & Zeiger 2002).

Sabe-se que as plantas também desempenham importante papel na modificação das características físico-química do solo influenciando fortemente nos processos de pedogênese, incremento de matéria orgânica e na dinâmica de nutrientes (Lavelle & Spain 2001, Watmough *et al.* 2005, Brady & Weil 2008).

O crescimento das raízes pode promover modificações físicas no solo, através da fragmentação dos grãos, abertura de novos canais entre estes, obstrução ou expansão dos poros já existentes e aumento da estabilidade dos agregados (Brady & Weil 2008). Além disso, o crescimento destas promove a translocação dos componentes do solo entre os perfis, processo denominado bioturbação (Lavelle & Spain 2001). Quanto às alterações químicas, as raízes vegetais são responsáveis pela deposição de diversas substâncias no solo como exudatos, secreções e mucilagem (Lavelle & Spain 2001, Brady & Weil 2008). Ácidos orgânicos liberados pelas raízes das plantas (por exemplo, acetato, malato, citrato e oxalato) podem interagir com a fase sólida do solo competindo diretamente com os ânions por sítios de adsorção, aumentando a disponibilidade destes íons na solução (Lavelle & Spain 2001, Pavinato & Roselem 2008). Outra forma destes ácidos alterarem a disponibilidade de elementos é através da complexação de cátions presentes nas estruturas de minerais formando complexos organometálicos solúveis, denominados quelatos (Larcher 2000, Taiz & Zeiger 2004), ou ainda através da complexação de metais potencialmente tóxicos, como Al, formando

complexos inertes com menor fitotoxicidade (Pavinato & Roselem 2008). As raízes também são capazes de liberar H^+ e HCO_3^- alterando o pH do solo e promovendo as trocas iônicas na superfície das argilas e das partículas húmicas. Por fim, os detritos vegetais constituem a principal fonte de matéria orgânica no solo, aumentando a concentração de nutrientes, favorecendo o estabelecimento da microbiota e modificando o pH do solo (Brady & Weil 2008).

Dessa forma, a fitodisponibilidade de elementos nos solos depende de uma série de fatores físico-químicos e biológicos que interagem entre si ditando o fracionamento dos íons entre as fases líquida e sólida do solo.

1.5 - FITORREMEDIAÇÃO DE METAIS PESADOS

A idéia de se utilizar plantas para remediação de ambientes contaminados, processo denominado fitorremediação, é muito antiga e não pode ser atribuída a uma única referência (Salt *et al.* 1995). Sabe-se que esta idéia surgiu a partir da observação de plantas tolerantes nativas de áreas com altas concentrações de metais, as quais são capazes de acumular altas concentrações de elementos essenciais e não essenciais em suas folhas, plantas acumuladoras (Raskin *et al.* 1997). De forma geral, a fitorremediação baseia-se na utilização de plantas tolerantes para degradação, volatilização, filtração, extração ou estabilização de poluentes orgânicos e inorgânicos presentes no solo, água ou ar (Chaney 1997, Susarla *et al.* 2002, Prasad 2004, Pilon-Smits 2005).

A fitodegradação é indicada para remediar compostos orgânicos móveis no organismo vegetal os quais podem ser absorvidos e degradados pelas próprias enzimas da planta (Susarla *et al.* 2002, Pilon-Smits 2005). Para compostos orgânicos hidrofóbicos, os quais não são absorvidos pelas plantas, o processo mais indicado é a fitoestimulação, conhecido também como rizodegradação, no qual as plantas atuam como facilitadoras da biodegradação de poluentes por microrganismos presentes na rizosfera (Susarla *et al.* 2002, Pilon-Smits 2005). A fitovolatilização é indicada para remediação de compostos voláteis orgânicos e inorgânicos (por exemplo, tricloroetileno, selênio e mercúrio) os quais são absorvidos do substrato pelas plantas e translocados para as folhas, onde serão liberados na forma de voláteis (Susarla *et al.* 2002, Pilon-Smits 2005). A rizofiltração é utilizada para o tratamento de metais em solução, como efluentes tóxicos e drenagem ácida de mina. Neste processo as plantas absorvem, precipitam ou concentram os elementos tóxicos no sedimento em tanques de tratamento construídos especificamente para este fim, *wetlands* (Raskin *et al.* 1997).

O presente estudo foca nas técnicas aplicadas principalmente para remediação de metais em substratos minerados, sendo estas fitoextração e fitoestabilização. A fitoextração consiste da extração do poluente do substrato através da aplicação de plantas acumuladoras, capazes de absorver, translocar e acumular na parte aérea grandes quantidades de metais (Ernst 2005). Os compartimentos contendo os poluentes (folhas, caule e ramos) devem ser coletados anualmente para evitar o retorno do

contaminante para o substrato (Ernst 2005). Em alguns casos, os resíduos gerados a partir da fitoextração sofrem calcinação para extração e reutilização dos metais acumulados, este processo é denominado fitomineração (Brooks *et al.* 1998).

Já fitoestabilização baseia-se na aplicação de plantas metalófitas, preferencialmente exclusoras, para prevenir a migração de elementos tóxicos via erosão, carreamento de materiais particulados e lixiviação (Raskin *et al.* 1997), bem como converter o poluente em formas menos biodisponíveis via precipitação na rizosfera (Pilon-Smits 2005). Há diversos meios das plantas atuarem na estabilização de poluentes no substrato: (1) através da formação de barreira hidráulica, por absorção de água e evapotranspiração, restringindo a dispersão dos elementos solúveis por lixiviação; (2) pela exsudação de quelatos os quais se ligam aos metais na rizosfera formando precipitados ou complexos menos tóxicos; e (3) pela imobilização dos metais nas raízes tanto por adsorção dos metais ao sistema radicular quanto por absorção e acúmulo do contaminante neste órgão (Raskin *et al.* 1997). A fitoestabilização tem grande aplicação para a revegetação de áreas de mina a céu aberto no intuito de prevenir a contaminação e assoreamento de cursos d'água (Salt *et al.* 1995).

Todas as técnicas citadas anteriormente têm se mostrado bastante promissoras, devido ao baixo custo comparado às técnicas convencionais de remediação, as quais necessitam de remoção, tratamento e reposição do substrato (Chaney 1997, Mulligan *et al.* 2001). Apesar disso, a escassez de informações sobre mecanismos fisiológicos, bioquímicos e moleculares envolvidos na acumulação de metais limitam a aplicação da fitorremediação em larga-escala (Salt *et al.* 1995). Dessa forma, a melhor estratégia para difundir essas técnicas é o desenvolvimento de estudos de base sobre os processos biológicos de aquisição, transporte e acúmulo de elementos em plantas metalófitas (Cosio & Keller 2004).

Como citado anteriormente, cada técnica de fitorremediação requer plantas com características fisiológicas específicas, por exemplo, plantas capazes de acumular os contaminantes nas raízes são mais indicadas para fitoestabilização enquanto aquelas com alta translocação do elemento para parte aérea são ideais para fitoextração (Raskin *et al.* 1997, Ernst 2005). Neste sentido, os coeficientes biológicos são importantes ferramentas para avaliar os processos de absorção, translocação e acúmulo de elemento dentro do organismo vegetal. O coeficiente de absorção biológica (CAB), também denominado de fator de enriquecimento, relaciona as concentrações do elemento nas plantas e no substrato estimando sua absorção (Fergusson 1990), ou seja, quanto maior o coeficiente maior a absorção do elemento na espécie em questão (Wei *et al.* 2008). Outro importante parâmetro é o coeficiente de translocação (CT) o qual reflete a capacidade da planta em absorver determinados metais do solo e armazená-los em sua parte aérea, espécies vegetais mais aptas à fitoextração devem

apresentar elevados valores de CT (Wei *et al.* 2008) enquanto espécies indicadas para fitoestabilização devem apresentar valores baixos.

De forma geral, através de técnicas como fitoextração e fitoestabilização é possível remediar, por um baixo custo, áreas contaminadas por muitos metais. Infelizmente, as pesquisas científicas realizadas em ambientes metalíferos ainda não acompanham a velocidade da destruição destes ecossistemas pelos processos de mineração, principal atividade responsável pelo declínio populacional e extinção de espécies metalófitas em todo o mundo (Whiting *et al.* 2004), e pouco se sabe sobre as espécies ideais para fitorremediação, principalmente na América Latina onde há poucos registros de espécies tolerantes e acumuladoras de metais em comparação com outras regiões do mundo (Ginnochio & Baker 2004).

1.6 - OBJETIVOS

O objetivo geral do presente estudo foi testar metodologias alternativas, a partir da utilização de substratos localmente disponíveis na área degradada e da aplicação de espécie nativa com ocorrência local, para facilitação da restauração de minas de bauxita e de ferro em áreas de canga. Para tanto foram testados a laterita triturada, com granulometria similar a encontrada na área em regeneração, e o *topsoil* retirado das manchas intactas (habitat referência), como substratos para o crescimento e desenvolvimento de mudas de *Eremanthus erythropappus*. Além disso, o presente estudo avaliou o potencial de aplicação desta espécie em projetos de fitorremediação, especialmente fitoextração e fitoestabilização.

Os objetivos específicos foram caracterizar física e quimicamente os substratos com potencial de aplicação para a revegetação (*topsoil*, laterita triturada e laterita exposta), avaliar os efeitos destes substratos sobre a sobrevivência e crescimento de *E. erythropappus* e, por fim, avaliar a capacidade de absorção, transporte e acúmulo de elementos essenciais e não essenciais em raízes, caule e folhas de *E. erythropappus*.

CAPÍTULO 2

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

2.1 - CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O estudo foi realizado em uma antiga área de exploração de bauxita localizada na porção superior da Serra da Brígida. Esta serra está inserida na Área de Proteção Ambiental Estadual Cachoeira das Andorinhas (APA/CA) com sede no município de Ouro Preto (Minas Gerais).

A APA/CA abriga a nascente do Rio das Velhas, importante tributário do Rio São Francisco. Os impactos causados pela mineração levaram à perda de serviços ambientais anteriormente realizados pelo ecossistema nativo, tais como controle da erosão, minimização do transporte de material particulado e controle do potencial poluidor (evitando a lixiviação de metais pesados em solução), possivelmente afetando a qualidade química e os fluxos dos recursos hídricos da região. Dessa forma, é emergencial o desenvolvimento de estudos de fitoextração e fitoestabilização nesta área a fim de minimizar a contaminação dos cursos d'água e de áreas adjacentes.

Durante a década de 60, a área, formada por uma jazida de bauxita associada a depósitos superficiais de couraças lateríticas (canga laterítica) (Varajão 1988), foi explorada em sua vertente leste pela NOVELIS Brasil Ltda. (antiga ALCAN) para exploração do minério de bauxita, e desde então se encontra abandonada. A área explorada encontra-se, em grande parte, margeada por manchas de vegetação nativa não alterada, a qual foi considerada como habitat referência para as intervenções de restauração, ou seja, as metodologias aplicadas no presente estudo têm como objetivo direcionar a área degradada pela mineradora para um estado ecológico similar ao encontrado na área não perturbada (Figura 2.1 A-B). O habitat de referência é necessário para servir como modelo para o planejamento de uma restauração ecológica e, posteriormente, pode ser útil na sua avaliação (SER 2002).

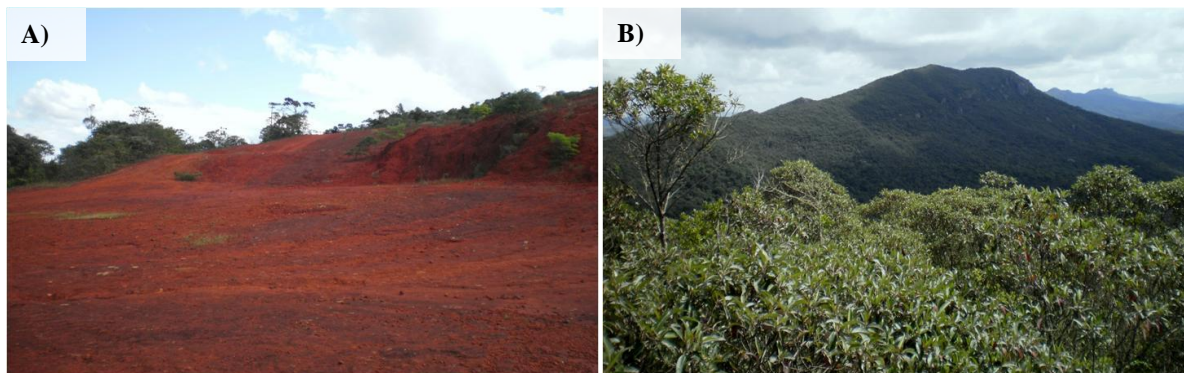


Figura 2. 1: Vertente leste da Serra da Brígida impactada pela extração de bauxita (A) e fragmento de vegetação nativa não alterada adotado como habitat referência (B).

O habitat referência é caracterizado por cambissolo desenvolvendo sobre material coluvionar com horizonte A pouco espesso e *topsoil* raso com até 20 cm de espessura. Quanto à composição vegetal nota-se o predomínio de espécies pioneiras, com grande abundância de *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish.

Na área degradada, em regeneração natural, pode-se observar a ação do intemperismo sobre a laterita levando a fragmentação da mesma. O intempérico acumula-se em depressões rasas formando ilhas de laterita intemperizada. Nota-se também a presença de espécies herbáceas e lenhosas nativas iniciando a colonização do ambiente, principalmente associadas às fraturas no saprolito laterítico ou em locais onde o material geológico encontra-se intemperizado (Figura 2.2). A observação sugere que a redução granulométrica do saprolito por si só pode facilitar o estabelecimento natural de plantas nativas, conforme observado também por Craw *et al.* (2007). Partindo desta premissa, espera-se que ao se minimizar a ação do vento neste ambiente e promover a fragmentação da laterita, o processo de regeneração natural será consideravelmente acelerado.

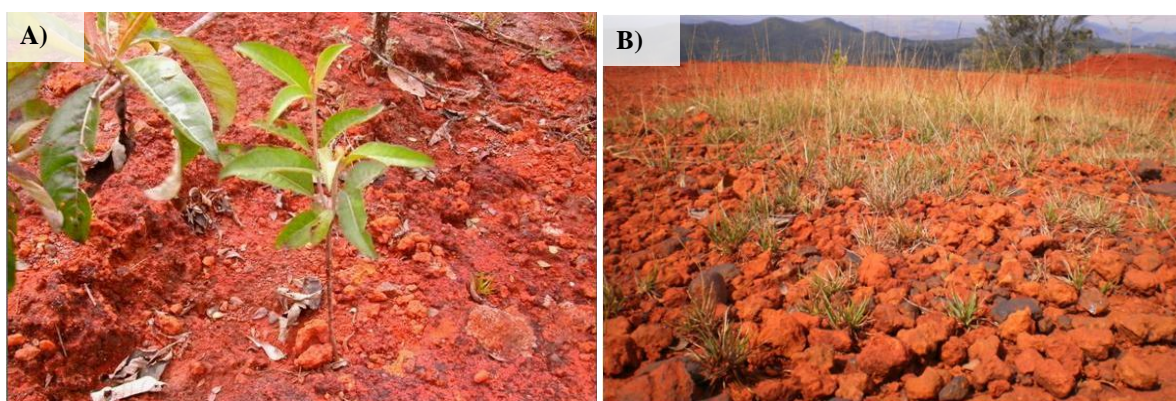


Figura 2. 2: Sinais pontuais de regeneração espontânea na área degradada. (A) indivíduo de *Eremanthus erythropappus* desenvolvendo-se sobre fraturas no saprolito laterítico e (B) espécies herbáceas desenvolvendo sobre laterita intemperizada.

2.2- GEOLOGIA DA REGIÃO ESTUDADA

O Quadrilátero Ferrífero é uma região geológica com aproximadamente 7000 km² localizada na porção centro-sul do estado de Minas Gerais, entre a latitude 20°15'S e longitude 43°30'W (Dorr 1969) (Figura I.1 – Anexo I). Seu limite norte é delimitado pela Serra do Curral (Belo Horizonte, MG) e oeste pela Serra da Moeda (Moeda, MG) (Barbosa 1968). As Séries Lineares que delimitam o Quadrilátero Ferrífero, incluindo a Serra do Curral, Serra da Moeda e Serra de Ouro Preto, são geralmente causadas por formações ferríferas, e as cristas destas serras representam o que restou do antigo peneplano (Barbosa 1968). De forma geral, as rochas são altamente intemperizadas e produtos de intemperismo da laterita e saprolitos, como cangas e depósitos bauxíticos, são amplamente difundidos (Dorr 1969).

Alkmim & Marshak (1998) apontam cinco principais unidades litoestratigráficas no Quadrilátero Ferrífero: Embasamento Arqueano Cristalino, Supergrupo Rio das Velhas, Supergrupo Minas, Rochas Intrusivas Pós-Minas e Grupo Itacolomi.

Segundo Dorr *et al.* (1957), a Série Rio das Velhas, atualmente classificada como Supergrupo Rio das Velhas, é constituída principalmente por xistos e filitos metassedimentares e metavulcânicos dispostos ao longo do vale do Rio das Velhas. Esta Série é dividida em três grupos: Nova Lima, Maquiné e Quebra Osso.

O Supergrupo Minas recobre em discordância o Supergrupo Rio das Velhas (Derby 1906). Dorr *et al.* (1957) dividiram a Série Minas em três grupos: o inferior, Grupo Caraça, o médio, Grupo Itabira, e o superior, Grupo Piracicaba. O grupo Caraça é representado por sedimentos clásticos de granulação fina e grosseira, depositados durante uma transgressão marinha. Já para o grupo Itabira há predominância de sedimentos químicos que se acredita terem sido depositados em ambiente de mar raso. Por fim o grupo Piracicaba apresenta predominância de sedimentos clásticos depositados localmente em um ambiente de transgressão e localmente em geossinclinal (Dorr *et al.* 1957).

O Grupo Sabará, antes considerado como formação pertencente ao Grupo Piracicaba (Dorr 1969), foi elevado à condição de grupo por Renger *et al.* (1994). Este grupo recobre em discordância o Grupo Piracicaba, e é constituído por filitos, xistos, xistos clóricos, metagrauvas e quartzitos.

As Rochas Intrusivas Pós-Minas correspondem a finos veios pegmatíticos e diques máficos que cortam toda a seqüência do Supergrupo Minas (Alkmim & Marshak 1998)

Por fim, a Série Itacolomi consiste em duas fácies uma quartzítica e outra com mais filítica, a fácies filítica foi denominada Formação Santo Antônio e a quartzítica Grupo Itacolomi (Dorr 1969). Segundo Guimarães (1931), o Grupo Itacolomi representa uma seqüência metassedimentar de idade

proterozóica caracterizada pela presença de quartzitos grossos, quartzitos micáceos, conglomerados e filitos.

A Área de Proteção Ambiental Estadual Cachoeiras das Andorinhas abrange parte do setor leste, no contexto do Quadrilátero Ferrífero, do Grupo Nova Lima (Super Grupo Rio das Velhas). Este grupo engloba toda porção central da APA, mais de 85 % de área, sendo delimitada a leste por rochas do grupo Maquiné e ao sul por rochas do Supergrupo Minas (UFV 2005). As rochas do Supergrupo Minas, apesar da pequena extensão, constituem importantes elementos da paisagem da APA/CA formando a extensa crista divisora, que delimita o seu limite sul, denominada Serra do Veloso, Serra de Ouro Preto e Serra da Brígida. Nestas serras ocorre a unidade estratigráfica Grupo Itabira, composto principalmente por itabiritos, itabiritos filíticos e dolomíticos.

Segundo Nalini Jr. (1993) a Serra da Brígida é caracterizada pela formação Cauê com itabiritos intensamente intemperizados apresentando depósitos superficiais de lateritas e cangas, os quais são classificados estratigraficamente como Coberturas recentes. A ocorrência destes depósitos na APA/CA está restrita a pequenas áreas na Serra da Brígida. A canga laterítica ocorre sobre rochas itabiríticas, formando solos rasos e concrecionários, resistentes a erosão, com abundante horizonte bauxítico em profundidade, já os depósitos lateríticos e bauxíticos, em colúvios ou *in situ*, são derivados de materiais itabiríticos intemperizados e transportados (UFV 2005).

2.3- CLIMA

No município de Ouro Preto, segundo a classificação climática de Köppen (1931), ocorrem dois tipos climáticos, sendo estes, tropical de altitude com verões quentes (Cwa) e tropical de altitude com verões brandos (Cwb). A pluviosidade média é de 1.670,3 mm/ano, sendo o período mais chuvoso entre os meses de outubro a abril (CEMIG 2002). A temperatura média anual oscila em torno de 18°C. Durante os meses mais frios, as médias diárias situam-se entre 13°C e 15°C, e nos meses mais quentes, entre 20°C e 22°C (CEMIG 2002).

2.4- VEGETAÇÃO

Cerca de 11.100 ha de um total de 18.500 ha da APA Cachoeira das Andorinhas corresponde a áreas cobertas por Floresta Estacional Semidecidual (UFV 2005). Os Campos Rupestres correspondem a 11%, abrangendo uma área de 2.034 ha, enquanto os Campos Ferruginosos ocorrem em somente 0,4 % da APA/CA, com localização restrita a Serra da Brígida (UFV 2005). Esta fitofisionomia encontra-se fortemente impactada devido à exploração de bauxita, e constitui o foco do presente estudo. O levantamento florístico está sendo atualmente realizado pela equipe do Herbário José Badini (OUPR) da Universidade Federal de Ouro Preto na área de estudo, entretanto, não foi ainda concluído.

CAPÍTULO 3

METODOLOGIA

Na área de estudo foi observada a ocorrência de dois possíveis substratos para revegetação. O primeiro, representado pela camada superficial de solo (*topsoil*) presente no habitat referência e o segundo representado por pequenas ilhas de laterita intemperizada. Partindo da observação *in situ*, foram definidos os três tratamentos a serem utilizados no experimento: plantio sobre *topsoil*, plantio sobre a “laterita triturada” e plantio sobre a “laterita exposta”, representada pelo saprolito exposto após a remoção da bauxita, sem redução granulométrica. Este último constitui o grupo controle.

3.1 - DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Sessenta parcelas de 0,25 m², distanciadas 1,0 m entre si, foram distribuídas em blocos ao acaso, com a instalação de três blocos amostrais, com 20 repetições por tratamento. Em abril de 2009, após a preparação e alocação dos substratos, cada parcela recebeu um dos tratamentos de técnicas de cultivo: plantio de muda de *E. erythropappus* sobre o *topsoil*, plantio sobre a “laterita triturada” ou plantio sobre “laterita exposta”. A distribuição dos tratamentos dentro de cada bloco ocorreu de forma aleatória (Fig. 3.1 A-B).

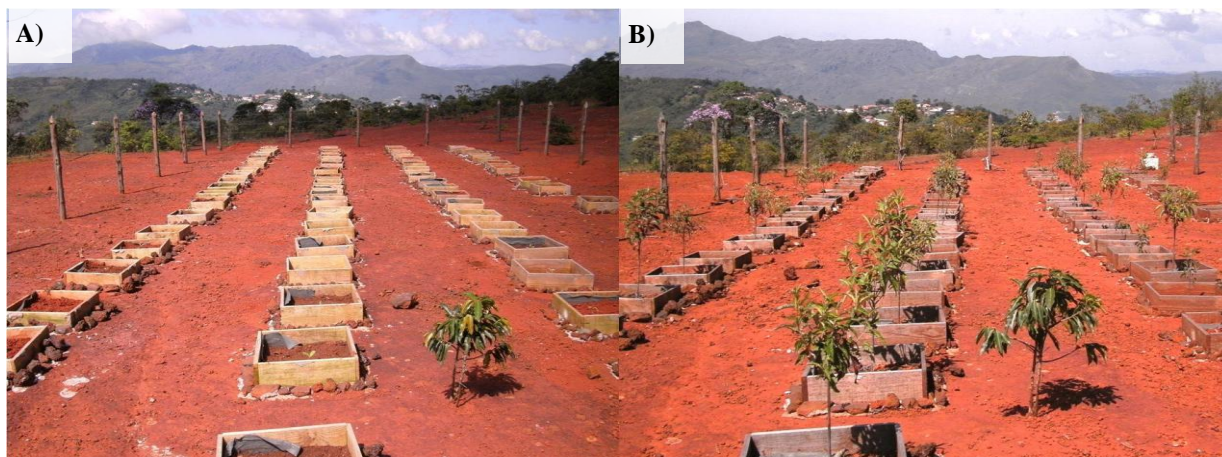


Figura 3. 1: Vista geral da área de estudo, em abril de 2009, no início do experimento (A) e 12 meses após o plantio, em março de 2010 (B).

Todas as parcelas foram delimitadas por barreiras de vento para retenção dos substratos testados. As barreiras de vento foram confeccionadas utilizando-se tábuas de madeira de 15 cm de largura. As tábuas foram cortadas e pregadas nas laterais formando quadros com dimensões da parte

interna de 0,50m x 0,50 m. Os quadros foram fixados na parte laterita com aplicação de argamassa, nas laterais externas dos quadros, e pedaços de laterita (Fig. 3.2 A). Duas semanas após o plantio das mudas, verificou-se que os fortes ventos na área estavam provocando danos às folhas. Dessa forma, cada muda foi cercada por uma barreira individual feita com lâminas de plástico transparentes (folha de transparência para retroprojektor) e espetos de bambu (Figura 3.2 B). Estas proteções foram mantidas durante os três primeiros meses de experimento.



Figura 3. 2: A) Procedimento de fixação dos quadros sobre a laterita. B) Proteção contra o vento ao redor de cada indivíduo.

3.2 - PREPARAÇÃO E ALOCAÇÃO DOS SUBSTRATOS

Primeiramente, 60 covas com dimensões aproximadas de 17 cm de diâmetro e 11 cm de profundidade foram abertas na laterita com auxílio de martelo elétrico.

Para retirada do *topsoil* foi adotado como matriz o fragmento contendo vegetação nativa, habitat referência, mais próximo do plot de estudo, o qual, possivelmente, poderia contribuir com a regeneração natural da área e apresentaria as características de solo mais similares àquelas encontradas originalmente na área degradada antes do decapeamento da mina. As amostras foram coletadas adotando uma distância mínima de 10 metros da borda do fragmento.

Quadros de PVC com mesmas dimensões das parcelas (50 x 50 cm) de estudo foram confeccionados a fim de delimitar a área de *topsoil* a ser retirada. Os quadros foram dispostos aleatoriamente sobre o solo não perturbado e com o auxílio de uma pá foi retirada a camada de solo superficial (até 10 cm de profundidade). Este procedimento foi repetido 20 vezes, ou seja, até obtenção de volume de *topsoil* suficiente para o recobrimento de 20 parcelas com 0,025 m³ de solo. O material foi homogeneizado através da formação de pilhas cônicas e pilha longitudinal (Luz *et al.* 2002) e imediatamente distribuído entre as parcelas sorteadas para este tratamento.

Para a preparação da “laterita triturada”, primeiramente coletou-se amostras de lateritas intemperizadas em sete manchas de regeneração natural encontradas na área de estudo e sua granulometria analisada (Folk 1968). A análise granulométrica foi realizada por peneiramento a seco, utilizando as malhas de 5, 10, 18, 35, 60, 120 e 230 mesh. Após o peneiramento determinou-se a porcentagem de cada fração dentro da amostra e classificou-se segundo as classes nominais de Wentworth (1922). A partir destes dados determinou-se a faixa granulométrica que o substrato processado em laboratório, “laterita triturada”, deveria enquadrar-se (Tab. 3.1).

Tabela 3. 1: Padrão granulométrico estabelecido para preparação do substrato “laterita triturada”.

Fração (Escala de Wentworth)	Máxima (%)	Mínima (%)	Média (%)	Peso (kg)
Cascalho	54,8	19,4	37,0	267,0
Grânulo	16,8	9,4	13,2	95,1
Areia muito grossa	13,0	6,5	8,9	64,4
Areia grossa	13,3	6,0	8,7	62,7
Areia média	13,2	6,0	9,3	66,7
Areia fina	12,3	5,1	8,6	61,8
Areia muito fina	11,2	5,2	8,5	61,3
Silte e Argila	9,9	2,7	5,8	41,9

Blocos de laterita foram coletados da área de estudo e encaminhados para o Laboratório de Tratamento de Minérios (DEMIN/EM/UFOP) para fragmentação. Primeiramente os blocos de laterita sofreram britagem primária em Britador de Mandíbula tipo Dodge 90 mm x 130 mm (Cimaq S.A.), o material fragmentado foi então pesado e, a partir do peso total da amostra (720.91 kg), foi estimado o peso de cada fração granulométrica. As frações cascalho, grânulo e areia muito grossa foram separadas por peneiramento, utilizando peneiras de 5, 10 e 18 mesh. O material passante foi britado novamente e separadas as frações areia grossa e areia média com peneiras de 35 e 60 mesh. Para obtenção das frações areia fina, areia muito fina e silte e argila, o restante da laterita sofreu britagem secundária em Britador de rolos (Renard) seguida por moagem em Moinho de disco. Foram utilizadas peneiras de 120 e 230 mesh para a separação destas frações. Uma vez atingido perfil granulométrico similar ao encontrado na área de estudo para laterita intemperizada, a “laterita triturada” foi homogeneizada através da formação de pilhas cônica e alongada (Luz *et al.* 2002) e 0,025 m³ foram distribuídos em cada parcela.

3.3- SELEÇÃO DA ESPÉCIE VEGETAL

Eremanthus erythropappus (Asteraceae) foi escolhida para o presente estudo devido à sua ampla ocorrência em áreas de campos ferruginosos sobre cangas e itabiritos (Teixeira e Lemos-Filho

1998, Jacobi *et al.* 2007, Jacobi *et al.* 2008), mas também em outras litologias, como em campos rupestres quartzíticos e em florestas semidecíduais sobre xistos (Fujaco 2007, Soeltl 2009), indicando possuir alta plasticidade morfofisiológica. Além disso, indivíduos desta espécie, como dito anteriormente, foram observados em grande número tanto no habitat referência quanto na área degradada, nas manchas de regeneração natural ocupando rasas depressões preenchidas com laterita de granulometria reduzida.

Atualmente, esta espécie é considerada presumivelmente ameaçada de extinção (Fundação Biodiversitas 1997) devido à histórica exploração desordenada de sua madeira para mourão de cerca. Além disso, seu óleo essencial apresenta grande importância econômica principalmente pelo constituinte α -bisabolol o qual tem grande aplicação na indústria farmacêutica por suas propriedades antibacteriana, antimicótica e antiinflamatória e na indústria de cosméticos (Tonetti *et al.* 2006).

3.4– AMOSTRAGEM E ANÁLISES DOS SUBSTRATOS

No início do experimento, cinco amostras compostas de *topsoil* e laterita triturada foram coletadas para análises de fertilidade, pH, física, mineralógica e geoquímica do solo. Adicionalmente cinco amostras da “laterita exposta” foram coletadas com o auxílio de um martelo geológico e pulverizadas para de análise de pH, mineralógica e geoquímica.

Ao final do experimento, em abril de 2010, amostras compostas de cada parcela foram coletadas e submetidas à análise geoquímica, para identificar possíveis alterações na concentração de elementos-traços e macronutrientes ao longo do experimento.

3.4.1 -Fertilidade

Subamostras dos substratos laterita triturada e *topsoil* foram encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solos DPS/CCA/UFV para determinação de N total (Kjeldahl) e P disponível (Mehlich I) segundo a metodologia descrita em Embrapa (1997).

3.4.2 – pH

O pH real e potencial do solo foram mensurados utilizando a proporção 1:2,5 (v/v) de solo:solução (Embrapa 1997). Para a análise do pH real do solo foram pesados 10 g de cada amostra de substrato em béquers de teflon de 50 ml, em seguida foi adicionado 25 ml de água destilada, a mistura foi agitada com um bastão de vidro e deixada em repouso durante uma hora. Após uma hora, a mistura foi agitada novamente e realizou-se a leitura com potenciômetro. Para a análise do pH potencial foi utilizado KCl 1M seguindo o mesmo procedimento descrito anteriormente.

3.4.3 – Granulometria

As amostras foram secas a 40°C, homogeneizadas e quarteadas. A análise granulométrica foi realizada por peneiramento a seco, utilizando peneiras com malhas de 5, 10, 18, 35, 60, 120 e 230 mesh. Após o peneiramento determinou-se a porcentagem de cada fração dentro da amostra e classificou-se segundo as classes nominais de Wentworth (1922).

3.4.4- Mineralogia

Subamostras dos substratos laterita triturada e *topsoil* de granulometria inferior a 63µm foram maceradas com o auxílio de um gral e pistilo, e em seguida, encaminhadas para análise mineralógica por Difração de Raios – X. Para análise do substrato laterita exposta utilizou-se amostras previamente pulverizadas. A análise mineralógica dos substratos foi realizada através de Difratômetro Shimadzu (modelo XRD 6000) equipado com tubo de Co ($\lambda = 1,728 \text{ \AA}$) no Laboratório de Difração de Raios X DEGEO/EM/UFOP.

3.4.5- Geoquímica

A mobilidade dos elementos-traços, bem como a sua biodisponibilidade e toxicidade relativa para as plantas, depende da forma química em que se encontra no ambiente (Kabata-Pendias 2001). Dessa forma, além da caracterização do conteúdo total de elementos em substratos, é necessário analisar separadamente os teores de elementos associados a diferentes frações do solo (metais associados a óxidos, matéria orgânica, entre outros).

Neste estudo, foram realizados dois tipos de análises químicas nos substratos: Digestão Total com extrator ácido fluorídrico (Moutte 2003) e Extração Sequencial segundo metodologia descrita por *Community Bureau of Reference –BCR* (recentemente nomeada *Standards, Measurements and Testing Programme*) (Rauret *et al.*2001).

A digestão total foi utilizada para caracterização total dos elementos-traços e maiores presentes nos substratos testados fornecendo informações sobre o *background* geoquímico da área. Enquanto a extração sequencial foi utilizada para a determinação das concentrações destes elementos nas diferentes frações biodisponíveis para as plantas.

Após os procedimentos de digestão, foram determinados os teores de Al, As, Ba, Bi, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Sr, Th, Ti, V, Y, Zn e Zr por Espectrometria de emissão atômica por plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) no Laboratório de Geoquímica Ambiental no DEGEO/EM/UFOP.

Digestão Total

Pesou-se 0,25 g de amostra no interior de um frasco de teflon (savillex), em seguida, foram adicionados 3 ml de ácido clorídrico (HCl) 10 mol/L seguido de 1 ml de ácido nítrico (HNO₃) 10 mol/L. Os frascos foram colocados abertos sobre placa aquecedora a 100°C até a secagem completa da solução. Adicionou-se 2 ml de ácido fluorídrico (HF) concentrado, novamente os frascos foram colocados abertos sobre placa aquecedora a 140°C até a secagem completa da solução. Novamente foram adicionados 2 ml de HF concentrado, os frascos foram fechados e colocados sobre placa aquecedora a 140°C durante 30 horas.

Após 30 horas, os frascos foram retirados da placa aquecedora e após o resfriamento foram abertos. Os frascos abertos foram novamente aquecidos a 100°C até a secagem completa da solução. Neste momento, adicionou-se 2 ml de HNO₃ 10 mol/L, os frascos foram aquecidos a 100°C até a secagem completa da solução. O último procedimento foi repetido novamente, e, após a nova secagem da solução, adicionou-se 2 ml de HCl 10 mol/L. A solução foi novamente aquecida a 100°C até a secagem completa.

Por fim, adicionou-se 25 ml de HCl 2 mol/L, os frascos foram fechados, agitados e colocados, pela última vez, sobre a placa aquecedora a 100°C durante 2 horas. Os frascos ainda fechados foram pesados em balança de precisão.

Extração Sequencial em três etapas

Pesou-se aproximadamente 0,500 g de substrato em tubo de centrífuga e seguiu-se o procedimento de extração sequencial. Este procedimento consiste em extrações sucessivas utilizando respectivamente ácido acético 0,11 mol.L⁻¹ (fração trocável), cloridrato de hidroxilamina 0,1 mol.L⁻¹ com pH 2 (fração redutível), peróxido de hidrogênio 30 % (m/m) e acetato de amônio 1 mol.L⁻¹ (fração oxidável) (Fig. 3.3).

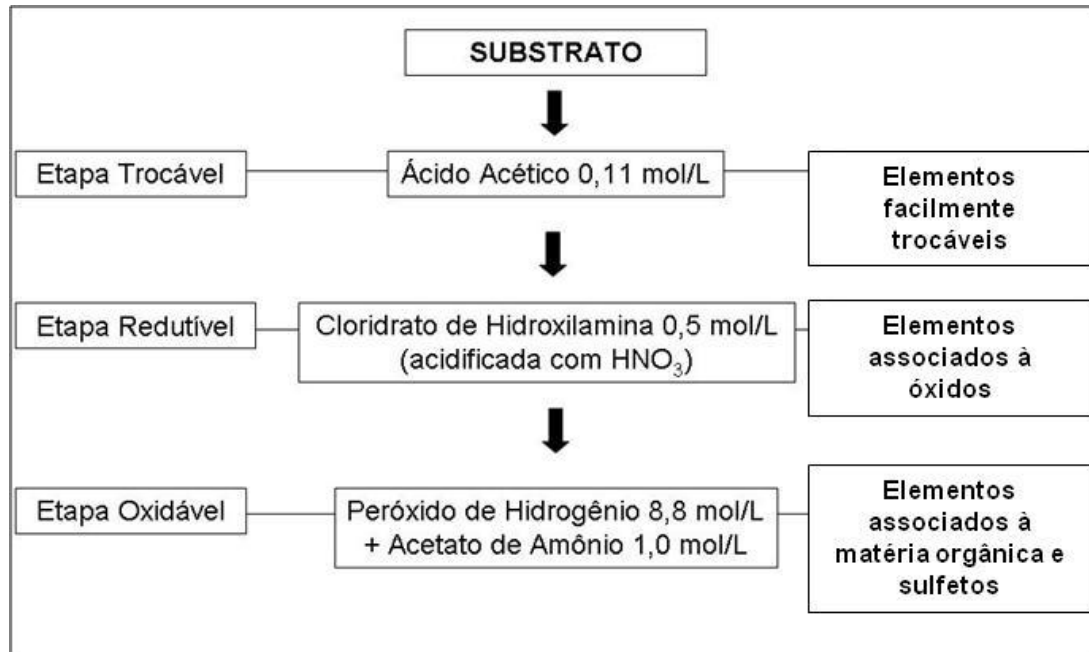


Figura 3. 3: Esquema do procedimento da extração sequencial em três etapas, os quadros ao lado esquerdo indicam a etapa, os centrais os extratores utilizados e ao lado direito os grupos de elemento extraídos.

1º Etapa

Na primeira etapa, denominada etapa trocável, adicionou-se 20 ml de ácido acético 0,11 mol/L à amostra previamente pesada. Os tubos foram submetidos à agitação por 16 horas, em temperatura ambiente, utilizando agitador tipo *End-over-end* (Heidolph, Modelo REAX 2). As amostras foram centrifugadas a 3000 g durante 30 minutos. O sobrenadante foi transferido para uma seringa de polietileno acoplada a filtro com membrana de 0,45µm. O filtrado foi armazenado à 4 °C. O resíduo foi lavado a partir da adição de 20 ml de água destilada, seguida por agitação por 15 minutos e centrifugação a 3000 g por 30 minutos. Após a lavagem, o sobrenadante foi descartado.

2º Etapa

Na segunda etapa, denominada etapa redutível, foram adicionados 20 ml de cloridrato de hidroxilamina 0,5 mol/L acidificado com HNO₃ (25 ml de HNO₃ 2 mol/L para 1000ml de solução). As amostras foram submetidas à agitação, centrifugação e filtração, seguindo o mesmo procedimento descrito na etapa anterior. O filtrado foi armazenado à 4 °C. O resíduo foi lavado seguindo o mesmo procedimento descrito anteriormente.

3º Etapa

Na terceira etapa, denominada etapa oxidável, foram adicionados ao resíduo, gota a gota, 5 ml de peróxido de hidrogênio 8,8 mol/L. O frasco de centrífuga foi tampado frouxamente e mantido à temperatura ambiente por uma hora, com agitação manual ocasional. O frasco de centrífuga foi colocado em um béquer, em banho-maria à temperatura de 85°C, por uma hora, com agitação ocasional durante os primeiros 30 minutos. Com o frasco aberto, esperou-se a solução reduzir até o volume final próximo a 1,5 ml. Novamente, foram adicionados 5 ml de peróxido de hidrogênio 8,8 mol/L. O frasco foi colocado em banho-maria à 85°C até que a solução atingisse o volume aproximado de 0,5 ml. Após resfriamento, foram adicionados 25 ml de acetato de amônio 1,0 mol/L. Seguiram-se os procedimentos de agitação, centrifugação e filtração, descritos na primeira etapa.

3.5 - AMOSTRAGEM E ANÁLISES DAS PLANTAS

3.5.1 - Plantio e desenvolvimento das mudas

As mudas de *Eremanthus erythropappus* foram cedidas pelo IEF-MG (Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais) com idade aproximada de quatro meses após sementeira e altura média de 10 cm. As sementes foram coletadas durante os meses de outubro e novembro de 2008 em uma área de campo ferruginoso no Parque Estadual do Itacolomi localizado no município de Ouro Preto (Minas Gerais).

Para o tratamento “laterita exposta” as mudas retiradas dos toletes foram plantadas utilizando apenas o material presente nas covas, representado pela laterita fragmentada pelo uso de martetele elétrico durante a perfuração das mesmas, sem a incorporação de insumos agrícolas. Para os demais tratamentos as mudas foram plantadas de forma que metade do sistema radicular estivesse em contato com o substrato presente na cova e a outra metade em contato com o substrato testado, *topsoil* ou laterita triturada.

Após o plantio, o único trato cultural aplicado foi uma irrigação semanal, 500 ml de água por muda, durante o período seco (abril a outubro de 2009), simulando uma pluviosidade mínima de 8 mm mensais.

3.5.2 - Crescimento relativo

Altura e diâmetro do caule foram mensurados no momento do plantio em abril de 2009, e após 12 meses, abril de 2010. O diâmetro do caule foi obtido através da média de dois diâmetros perpendiculares mensurados com o auxílio de um paquímetro digital (Dirimes) acima do primeiro nó. A altura da parte aérea foi considerada como a distância entre o primeiro nó e a inserção da gema apical, esta medida foi mensurada com o auxílio de uma trena.

O incremento (INC) em altura e diâmetro para o período de um ano foi calculada segundo a fórmula $INC = (\varnothing_f - \varnothing_i) / \varnothing_i \times 100$, onde \varnothing_f indica altura ou diâmetro do caule no fim e \varnothing_i no início do experimento. Após 12 meses de desenvolvimento, as mudas foram coletadas para determinação da biomassa seca e análise química.

3.5.3- Biomassa seca, razões alométricas e preparação das amostras para análise química

No início do experimento, 20 indivíduos foram separados do lote de mudas para compor o grupo controle. Em laboratório, foram divididos em três compartimentos: raízes, caule e folhas. O material vegetal foi lavado com água deionizada e seco em estufa de circulação a 50°C até peso constante. Cada compartimento foi pesado em balança de precisão para mensuração da biomassa seca, em seguida o material vegetal foi moído em Moinho de Facas tipo Willey (Solab) e encaminhado para o Laboratório de Geoquímica Ambiental (DEGEO/EM/UFOP).

Ao final do experimento, as plantas que se desenvolveram nas parcelas do experimento no campo foram coletadas. Ainda no campo, a parte aérea foi retirada e separada em caule (caule e ramos) e folhas. Em seguida, a raiz principal foi retirada com pincéis e pá para jardinagem. Todo o substrato presente nas parcelas foi coletado também com auxílio de pás (Fig.3.4 A - B). O substrato foi armazenado em sacos identificados e encaminhado para o Laboratório de Ecofisiologia Vegetal (DEBIO/ICEB/UFOP) para triagem de raízes finas.

O substrato foi peneirado a seco com agitação manual utilizando-se peneiras de 5 mesh, as raízes presentes no material retido durante o peneiramento foram retiradas (Fig. 3.4 C-D). O material vegetal foi lavado com água destilada e deionizada, e seco em estufa de circulação a 50°C até peso constante. Após a pesagem, o material vegetal de cada compartimento foi moído em Moinho de Facas tipo Willey (Solab).



Figura 3. 4: Procedimento de coleta das raízes dos indivíduos de *E. erythropappus* após 12 meses de experimento: (A) retirada do corpo principal da raiz, (B) parcela de estudo após a remoção do substrato para triagem das raízes finas, (C) triagem das raízes em laboratório e (D) raízes após a triagem.

A partir dos dados de biomassa seca, calculou-se a razão entre a biomassa da raiz e parte aérea, e a relação alométrica entre a biomassa dos diferentes compartimentos, segundo a equação alométrica clássica $Y = \alpha X^\beta$, onde β é o expoente alométrico e α o coeficiente alométrico (Huxley 1932). Esta análise possibilita identificar se a planta modifica o padrão de distribuição de biomassa entre os compartimentos em função do tratamento.

3.5.4- Análise química

As amostras moídas de tecidos vegetais (raiz, caule e folhas) sofreram digestão ácida com solução 1:1 de ácido nítrico (HNO_3) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2).

As plantas do grupo controle apresentaram biomassa reduzida, dessa forma, ajustou-se o procedimento de digestão diminuindo em cinco vezes a quantidade de amostra e de reagentes utilizados. Pesou-se alíquotas de 0,1 g de cada amostra em balança analítica, esta massa foi transferida para tubos de teflon (Saville). Adicionou-se 0,8 ml de ácido nítrico 65% p/p e 0,8 ml de peróxido de hidrogênio 30% p/p. Os tubos foram colocados abertos em uma capela onde permaneceram por 48 h sofrendo pré-digestão a frio. Após 48 horas, os tubos foram colocados, ainda abertos, em uma chapa

aquecedora a 100°C e após 6 minutos foram fechados. Os tubos, agora fechados, foram aquecidos durante 30 h.

As soluções obtidas na digestão foram diluídas com água ultrapura (Milli-Q, Millipore) em um balão volumétrico de 10 ml. As amostras diluídas foram transferidas para seringas de polietileno e filtradas com o auxílio de suporte para filtro e membrana em éster de celulose de 0,45µm de porosidade e 25 mm de diâmetro (Sartorius).

Para os tecidos vegetais da coleta final do experimento, pesou-se alíquotas de 0,500 g e foram adicionados 4 ml de ácido nítrico 65% p/p e 4 ml de peróxido de hidrogênio 30% p/p. Adotou-se o mesmo procedimento de digestão descrito anteriormente para plantas do grupo controle com pré-digestão a frio por 48 h e aquecimento a 100°C por 30h. Entretanto, antes da digestão (30h) os tubos ficaram abertos na chapa aquecedora por 30 minutos. As soluções obtidas na digestão foram filtradas, utilizando papel de filtro quantitativo (Vetec) 9 cm Ø, o filtrado foi recolhido e diluído até o volume final de 50 ml.

As soluções foram encaminhadas para quantificação dos teores de Al, As, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sr, Ti, V, Y e Zn em Espectrofotômetro de Emissão Atômica por Plasma Indutivamente Acoplado (Spectro/ Ciros CCD) no Laboratório de Geoquímica Ambiental no (DEGEO/EM/UFOP).

Bioacumulação de metais em *Eremanthus erythropappus*

A quantidade de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais acumulados em cada órgão foi calculada a partir dos dados biomassa seca e concentração destes elementos nos tecidos vegetais (Soares *et al.* 2001).

A absorção de cada elemento pela planta foi estimada através do cálculo do Coeficiente de Absorção Biológica (CAB), segundo a fórmula: $CAB = [P]/[S]$, onde [P] é concentração do elemento na planta e [S] no substrato (Fergunsson 1990). Além disso, foi estimada a translocação de elementos da raiz para parte aérea, segundo a fórmula $CT = [PA]/[R]$, onde CT é o coeficiente de translocação, [PA] concentração média do elemento na parte aérea e [R] na raiz. Este parâmetro reflete a capacidade da planta em absorver determinados metais do solo e armazená-los em sua parte aérea, indicando quais as espécies vegetais mais aptas à fitoextração (Wei *et al.* 2008).

3.6 - ANÁLISES ESTATÍSTICAS

3.6.1 - Análises dos substratos

Diferenças entre a fertilidade dos grupos *topsoil* e laterita triturada foram verificadas através do Teste- T de Student. Os dados granulométricos foram submetidos a uma análise de variância

(ANOVA) bi-fatorial com dois fatores fixos, os tratamentos (*topsoil* e laterita triturada) e as frações granulométricas.

O pH dos substratos foi avaliado a partir de uma análise de variância uni - fatorial (ANOVA). Os dados de concentração de elementos-traços e maiores no início do experimento obtidos através da extração sequencial foram logaritimizados e submetidos a uma Análise de Componentes Principais (PCA). O teste de Wilcoxon, correspondente não-paramétrico do Teste- T pareado, foi utilizado para verificar se existe diferença significativa entre a composição química dos substratos no início e ao final do experimento.

3.6.2- Análises das plantas

As porcentagens de crescimento em altura e diâmetro foram aplicadas em análises de variância. Para minimizar o efeito do tamanho inicial da planta sobre as variáveis de crescimento, a altura das mudas no momento do plantio foi inserida como uma covariável (ANCOVA).

Uma análise de variância bi-fatorial foi gerada para detectar diferenças na quantidade de biomassa alocada entre os tratamentos, testando o efeito do substrato e do órgão, estes dados foram logaritimizados. As razões raiz:parte aérea foram submetidas a uma análise de variância uni - fatorial.

Para detectar o efeito dos diferentes substratos sobre as relações alométricas das mudas foi realizada uma análise de covariância, onde a variável dependente (y) é a biomassa de um compartimento e a covariável (x) a biomassa de outro compartimento (Muller *et al.* 2000). Os dados de biomassa foram logaritimizados, dessa forma, utilizou-se para análise de covariância a regressão linear $\log(Y) = \log(\alpha) + \beta \log(X)$, a qual é a transformação logaritmica da equação alométrica clássica $Y = \alpha X^\beta$ (Huxley 1932).

Diferenças entre as concentrações de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais para os diferentes órgãos e substratos foram avaliadas a partir de uma análise de variância bi-fatorial. Os coeficientes de translocação foram submetidos a uma análise de variância com substrato como único fator fixo. Por fim, para interpretação dos coeficientes de absorção biológica os dados logaritimizados de concentração de elementos nas plantas e substratos foram submetidos à análise de regressão linear, sendo a concentração de elementos nas plantas a variável resposta e a concentração no solo a variável explicativa.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS E DISCUSSÃO (PARTE I)

TOPSOIL E LATERITA TRITURADA PROMOVEM O CRESCIMENTO DE *Eremanthus erythropappus*

4.1- RESULTADOS

4.1.1- Caracterização inicial dos substratos

Fertilidade

As concentrações de N total e P disponível foram significativamente superiores no *topsoil* comparado à laterita triturada (P: $t = 29,92$, $p < 0,001$, e N: $t = 9,82$, $p < 0,001$) (Tabela 4.1).

Tabela 4.1: Concentrações médias de N total e P disponível \pm desvio padrão nos substratos *topsoil* e laterita triturada.

Substrato	N (g kg^{-1})	P (mg kg^{-1})
<i>Topsoil</i>	$4,1 \pm 0,89^*$	$4,26 \pm 0,24^*$
Laterita triturada	$0,18 \pm 0,83$	$0,72 \pm 0,11$

Valores seguidos por asterisco indicam diferença significativa entre os substratos ($p < 0,05$).

pH

O *topsoil* também diferiu significativamente em termos de pH (água: $F_{2,12}=30,22$, $p < 0,001$, e KCl: $F_{2,12}=93,02$, $p < 0,001$), com valores médios (4,66 em água e 4,06 em KCl) inferiores aos encontrados para laterita triturada (5,57 em água e 5,33 em KCl) e exposta (5,30 em água e 4,93 em KCl). As lateritas não diferiram entre si quanto aos valores de pH.

Granulometria

Os resultados apontam que os substratos *topsoil* e laterita triturada não diferiram significativamente quanto à distribuição das frações granulométricas ($F_{1,64}= 0,001$; $p > 0,97$), com uma maior representatividade da fração cascalho (39,7% para *topsoil* e 35,8% para laterita triturada) (Figura 4.1).

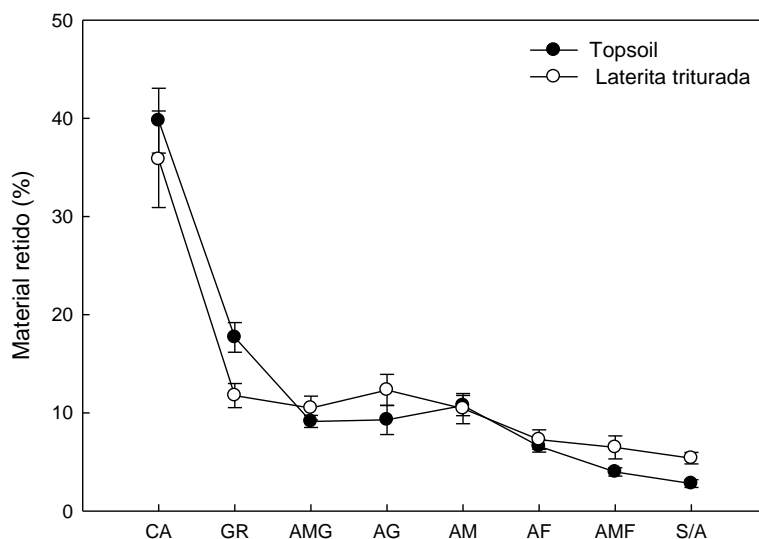


Figura 4. 1: Porcentagem média de representatividade das diferentes frações granulométricas (CA- cascalho (>4mm); GR – grânulo (>2 mm); AMG- areia muito grossa (>1mm); AG- areia grossa (>0,5mm), AM- areia média (>0,25mm), AF- areia fina (>0,125mm); AMF- areia muito fina (0,063mm); S/A – silte e argila (<0,063mm)) em amostras de *topsoil* e laterita triturada.

Mineralogia

A análise mineralógica constatou a presença dos minerais gibbsita ($Al(OH)_3$), hematita (Fe_2O_3), caulinita ($Al_4(OH)_8(Si_4O_{10})$), muscovita ($KAl_2(Si_3Al)O_{10}(OH,F)_2$), goethita ($FeO(OH)$) e talco ($Mg_3Si_4O_{10}(OH)_2$) (Tabela 4.2). Os minerais gibbsita, hematita, caulinita e talco ocorreram em todos os substratos analisados. O mineral muscovita não foi encontrado na laterita exposta e goethita apenas foi detectado em amostras de *topsoil*.

Tabela 4. 2: Presença de minerais (+) nos substratos testados, *topsoil*, laterita triturada e exposta.

Substrato	Gibbsita	Hematita	Caulinita	Talco	Muscovita	Goethita
<i>Topsoil</i>	+	+	+	+	+	+
Laterita triturada	+	+	+	+	+	-
Laterita exposta	+	+	+	+	-	-

Geoquímica

Neste momento, serão abordados apenas os resultados da análise geoquímica dos substratos realizada antes do plantio das plântulas de *Eremanthus erythropappus*, a fim de caracterizar os substratos testados. Os dados de concentração de elementos essenciais e não essenciais após 12 meses de desenvolvimento, bem como comparações entre as concentrações iniciais e finais serão apresentados no Capítulo 5 (Seção 5.1).

Digestão total

As concentrações totais dos elementos, obtidas por digestão total para cada substrato estão apresentadas na Tabela 4.3 que organiza os elementos em essenciais, macro e micronutrientes, e não essenciais (Marschner 1986).

Tabela 4.3: Concentrações totais (mg kg^{-1}) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais presentes no *topsoil*, laterita triturada e laterita exposta. Média \pm desvio padrão.

Elemento	Topsoil	Laterita triturada	Laterita exposta
Macronutrientes			
Ca	197,13 \pm 15,25	20,77 \pm 8,18	-
K	400,93 \pm 6,5	514,77 \pm 13,6	393,63 \pm 43,45
Mg	322,58 \pm 8,72	263,3 \pm 6,7	237,86 \pm 32,74
P	1161,4 \pm 11,39	378,98 \pm 7,26	423,4 \pm 20,53
S	693,84 \pm 27,59	186,94 \pm 7,22	118,68 \pm 41,4
Micronutrientes			
Cu	25,55 \pm 14,06	14,46 \pm 1,24	13,76 \pm 2,89
Fe	260678,4 \pm 12448,59	206123,2 \pm 2640,21	182305 \pm 13371,03
Mn	1738,8 \pm 247,72	497,3 \pm 9,88	344,92 \pm 14,92
Zn	62,05 \pm 10,97	54,59 \pm 4,43	46,9 \pm 2,84
Não essenciais			
Al	103241,8 \pm 2274,32	215169,2 \pm 1595,18	198746,4 \pm 9314,91
As	55,7 \pm 0,43	75,54 \pm 2,78	77,18 \pm 5,61
Ba	59,22 \pm 6,37	34,3 \pm 0,64	24,4 \pm 1,77
Bi	15,92 \pm 3,47	-	11,03
Co	20,19 \pm 0,46	26,56 \pm 0,22	20,43 \pm 1,63
Cr	264,35 \pm 5,19	413,81 \pm 7,67	429,89 \pm 39,32
Li	1,29 \pm 0,04	1,15 \pm 0,05	1,73 \pm 0,23
Na	100,5 \pm 3,05	76,92 \pm 3,73	54,66 \pm 9,05
Ni	26,43 \pm 0,83	45,54 \pm 0,92	58,66 \pm 8,97
Pb	32,97 \pm 4,16	-	-
Sc	5,11 \pm 0,24	8,53 \pm 0,14	5,33 \pm 0,56
Sr	35,09 \pm 0,26	69,71 \pm 1,47	46,41 \pm 2,64
Th	27,54 \pm 0,91	29,7 \pm 0,56	29,84 \pm 2,88
Ti	9677,77 \pm 173,74	13388,37 \pm 260,24	10259,97 \pm 787,55
V	290,04 \pm 3,55	482,42 \pm 9,3	367,32 \pm 19,13
Y	12,5 \pm 0,26	18,14 \pm 0,29	13,18 \pm 1,09
Zr	293,28 \pm 4,13	389,54 \pm 9,3	355,72 \pm 34,81

Símbolo (-) indica concentrações abaixo de limite de detecção do ICP-OES.

Estes valores foram comparados aos valores de referência determinados para solos superficiais em todo o mundo (Epstein 1972, Kabata-Pendias & Pendias 2001). Os elementos mais abundantes nos substratos testados foram Al, Fe e Ti, sendo Fe o elemento mais abundante no *topsoil* e Al nas lateritas. Enquanto, o elemento detectado em menores concentrações foi o Sc. De uma forma geral, pode-se observar baixas concentrações dos macronutrientes Ca, K e Mg para todos os substratos.

Extração sequencial

A Tabela 4.4 apresenta os elementos essenciais e não essenciais de acordo com a forma como estes estão disponíveis para a espécie vegetal. Elementos extraídos durante a etapa trocável da extração sequencial foram adotados como prontamente disponível. Aqueles extraídos durante as etapas redutível, associados à óxidos, e oxidável, associados à matéria orgânica e sulfetos, foram adotados como fração disponibilizável.

Tabela 4. 4: Concentração média (mg kg⁻¹) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais presentes no *topsoil*, laterita triturada e laterita exposta, nas frações prontamente disponível (trocável) e disponibilizável (redutível e oxidável) (Média ± desvio padrão).

Elemento	Topsoil		Laterita triturada		Laterita exposta	
	Disponível	Disponibilizável	Disponível	Disponibilizável	Disponível	Disponibilizável
macronutrientes						
Ca	135,46 ± 6,32	42,39 ± 16,37	28,28 ± 2,65	41,75 ± 12,98	-	5,84 ± 4,40
K	93 ± 4,17	27,05 ± 14,21	8,45 ± 3,35	2,8 ± 1,09	3,91 ± 1,04	3,48 ± 1,39
Mg	43,54 ± 2,09	3,75 ± 0,64	16,1 ± 15,98	6,04 ± 1,83	1,87 ± 0,44	0,16 ± 0,16
P	5,24 ± 1,75	3,92 ± 3,47	-	7,2	-	-
S	35,36 ± 15,58	70,1 ± 70,5	-	213,73 ± 5,52	-	10,53 ± 3,25
Micronutrientes						
Cu	-	1,11 ± 2,57	1,18 ± 1,07	4,72 ± 0,46	-	-
Fe	36,8 ± 47,79	3123,2 ± 1009,74	-	1466,66 ± 121,91	1,87 ± 1,07	306,73 ± 134,82
Mn	360,8 ± 31,93	622,3 ± 344,59	9,82 ± 11,88	15,83 ± 1,23	1,03 ± 0,43	0,99 ± 0,67
Zn	7,36 ± 4,27	4,96 ± 2,39	5,46 ± 3,79	2,01 ± 0,6	0,88 ± 0,29	0,42 ± 0,17
Não essenciais						
Al	1898 ± 134,52	5703,4 ± 1090,02	264,94 ± 3,67	3896,6 ± 98	617 ± 34,43	1527,1 ± 204,9
Ba	5,91 ± 0,82	21,77 ± 11,15	0,22 ± 0,03	1,59 ± 0,09	0,40 ± 0,14	0,3 ± 0,09
Cr	1,1 ± 0,19	7,71 ± 9,54	0,55 ± 0,3	22,39 ± 1,76	1,27 ± 0,26	25,57 ± 11,34
Na	11,72 ± 2,47	39,82 ± 18,64	4,29 ± 3,97	35,72 ± 20,75	-	39,06 ± 20,6
Pb	-	8,9 ± 4,96	3,67 ± 1,64	-	-	-
Sr	1,5 ± 0,13	1,24 ± 0,51	-	0,25 ± 0,05	-	0,05 ± 0,04
Ti	-	92,4 ± 10,3	-	20,08 ± 48,44	-	26,93 ± 15,31
V	-	35,95 ± 3,57	-	30,44 ± 6,52	-	20,11 ± 5,73
Y	-	0,28 ± 0,15	-	-	-	-

Símbolo (-) indica concentrações abaixo de limite de detecção do ICP-OES.

Considerando a fração disponível, o *topsoil* apresentou maiores valores para todos os macro e micronutrientes, exceto para Cu, e também maiores concentrações para maioria dos elementos não essenciais, como Al, Ba, Na e Sr. Na fração disponibilizável, maiores concentrações de alguns micronutrientes (Fe, Mn e Zn) e elementos não essenciais também foram encontradas para *topsoil*. A laterita triturada, por sua vez, apresentou maiores concentrações dos macronutrientes Mg, P e S, e do micronutriente Cu, do que os demais substratos. Os elementos Ti e V foram detectados apenas nas frações disponibilizáveis. Comparando os tratamentos com laterita triturada e exposta, a redução granulométrica aumentou a disponibilidade de todos os macro e micronutrientes, provavelmente devido ao aumento da superfície de contato das partículas e da capacidade de infiltração e retenção de água do substrato (Berrow *et al.* 1978, Brady & Weil 2008).

Para identificar quais foram os principais elementos responsáveis pela diferenciação entre os substratos realizou-se uma análise de componentes principais (PCA) para os dados de extração sequencial. A PCA reduziu o conjunto de dados a dois fatores principais os quais explicam 72,8% da variabilidade dos dados. A primeira componente da PCA explica 46,1% da variabilidade dos dados (Eigenvalue = 3,15) e separou o *topsoil* dos demais tratamentos, sendo Fe, Mn e S os elementos mais fortemente correlacionados com esta componente (Figura 4.2; elipse com linha contínua). A segunda componente principal explica 26,7% da variabilidade dos dados (Eigenvalue = 1,82) e separou a fração disponível (trocável) da disponibilizável (reduzível e oxidável), sendo Fe, Ti e V os principais responsáveis pela diferenciação entre os grupos (Figura 4.2; elipse com linha pontilhada).

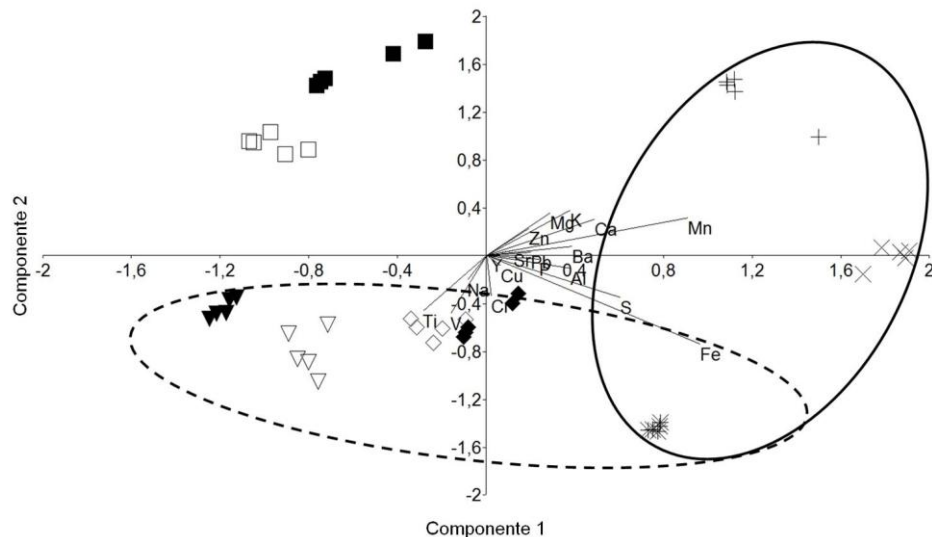


Figura 4. 2: Valores das componentes principais 1 e 2 para topsoil (trocável= +; reduzível = x; oxidável = *), laterita triturada (trocável = ■, reduzível = ◆, oxidável= ▼) e laterita exposta (trocável = □, reduzível = ◇, oxidável = ▽) baseado na concentração de macro e micronutrientes essenciais, e elementos não-essenciais. Elipse com linha contínua demonstra a influência do Mn, Fe e S na separação do topsoil das lateritas triturada e

exposta, enquanto a elipse com linha pontilhada separa as frações não-trocáveis (reduzível e oxidável) da fração trocável (trocável), sendo Ti, V e Fe os elementos que mais influenciaram neste agrupamento.

4.1.2- Análises do estudo biológico

Sobrevivência, biomassa final e relações alométricas das mudas

Taxas de sobrevivência acima de 80% foram encontradas em todos os substratos, atingindo 95% no *topsoil*. Os substratos também influenciaram significativamente a biomassa final das plantas ($F_{2,192}=265,21$, $p<0,001$), que foram maiores no *topsoil*, com média de 63,87 g (desvio padrão de 14,08), enquanto na laterita triturada a biomassa foi de 20,13 g ($\pm 9,76$), e na laterita exposta, de 7,51 g ($\pm 4,21$) (Figura 4.3). Já a distribuição da biomassa entre os diferentes compartimentos (caule, folhas e raízes) apresentou padrão similar nos três substratos, com maior investimento conjunto em partes não-verdes, caule e raiz, que somadas representam cerca de 70 % da biomassa total (Figura 4.3). Isso pode ser demonstrado pela razão raiz:parte aérea a qual não diferiu significativamente entre os substratos ($F_{2,48}=1,26$, $p>0,28$), com valores médio de 0,45 ($\pm 0,09$) no *topsoil*, 0,46 ($\pm 0,14$) na laterita triturada e 0,55 ($\pm 0,3$) na exposta.

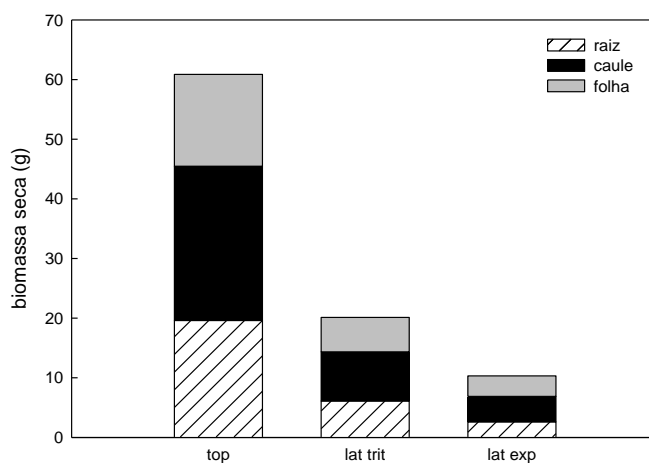


Figura 4. 3: Biomassa seca de raízes, caule e folhas de mudas de *E. erythropappus* após 12 meses de desenvolvimento no *topsoil* (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp).

Apesar de afetar o tamanho final das plantas, o tipo de substrato não influenciou suas relações alométricas, uma vez que não houve diferença significativa entre as inclinações (β) das regressões lineares traçadas considerando-se as relações entre as biomassas de folhas e caules ($F_{2,45} = 0,78$; $p > 0,45$), folhas e raízes ($F_{2,45} = 0,045$; $p > 0,94$) e caules e raízes ($F_{2,45} = 0,404$; $p > 0,66$). De forma geral, uma única relação alométrica pode ser utilizada para descrever a alocação de biomassa nos três substratos testados: sendo elas: $y = 0,741x + 0,354$ para relação biomassa de folhas e caules; $y = 0,804x + 0,309$ para folhas e raízes e $y = 1,075x - 0,038$ para caules e raízes (Figura 4.4).

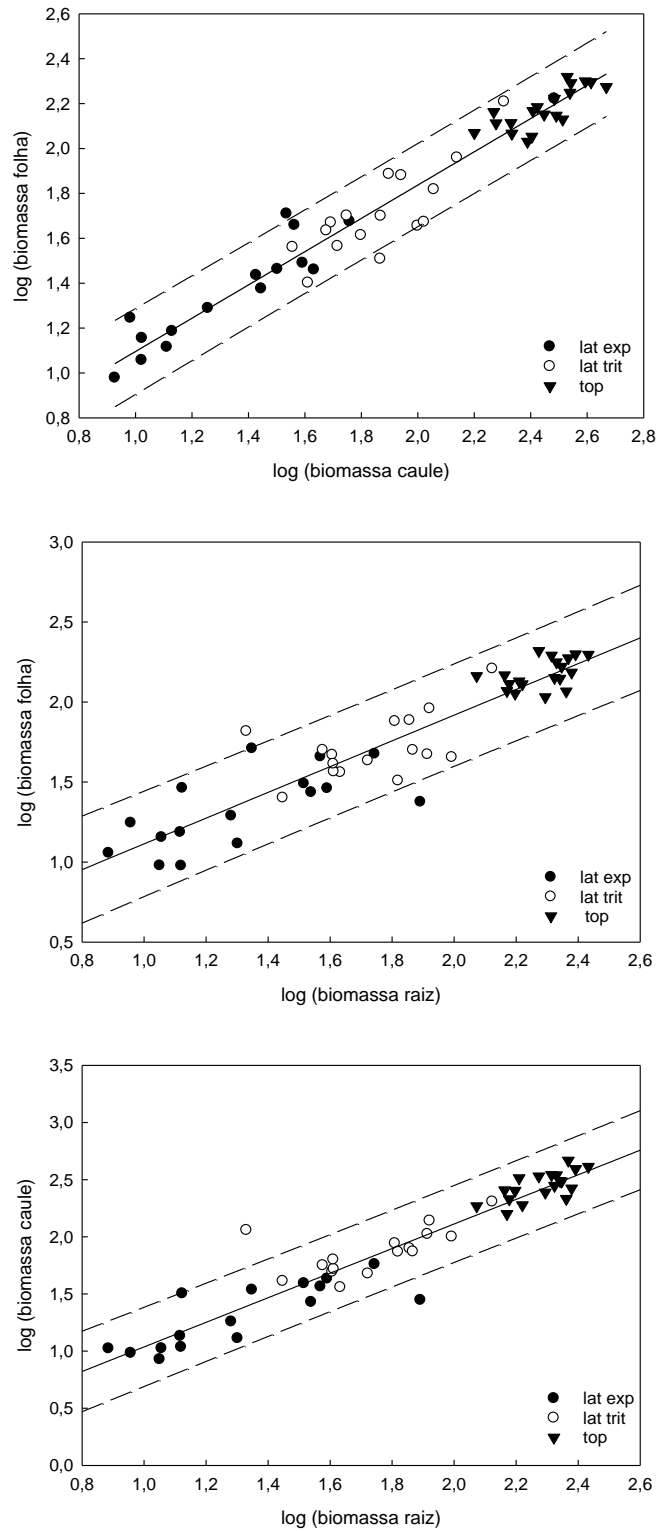


Figura 4. 4: Relação entre os dados logaritmizados (\log_{10}) de biomassa seca de folhas e caules (a), biomassa seca de folhas e raízes (b) e biomassa de seca de caules e raízes (c) de plântulas de *E. erythropappus* em três substratos: *topsoil* (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp). Linha contínuas representam a curva de regressão e linhas pontilhadas os intervalos de predição com 95%.

Crescimento em altura e diâmetro

O substrato influenciou significativamente o crescimento em altura das mudas de *E. erythropappus* ($F_{2;48} = 13,501$; $p < 0,001$) (Figura 4.5). A comparação planejada indicou diferença significativa entre o *topsoil* e as lateritas, triturada e exposta ($F_{1;48} = 19,847$; $p < 0,001$). Comparando as lateritas, o crescimento em altura para a triturada foi cerca de 190% superior ao verificado para a laterita exposta ($F_{1;48} = 7,155$; $p < 0,01$).

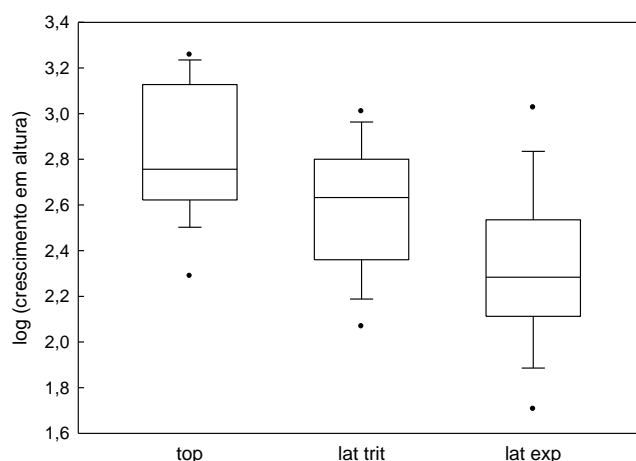


Figura 4. 5: Box-plot dos dados logaritmizados (\log_{10}) da porcentagem de incremento em altura de plântulas de *E. erythropappus* após 12 meses de desenvolvimento em *topsoil* (top), laterita triturada (lat trit) e exposta (lat exp). As bases dos retângulos correspondem aos primeiros e terceiro quartis da distribuição dos dados, as linhas dentro dos retângulos correspondem às medianas, as barras correspondem aos valores máximos e mínimos e os pontos correspondem aos *outliers*.

Com relação ao crescimento em diâmetro do caule o mesmo padrão foi seguido, com maiores valores para os plots com *topsoil* e laterita triturada, e menores para laterita exposta (Figura 4.6). A comparação planejada mais uma vez indicou diferença entre o *topsoil* e as lateritas ($F_{1;48} = 150,313$; $p < 0,001$) e entre as lateritas triturada e exposta ($F_{1;48} = 59,597$; $p < 0,001$).

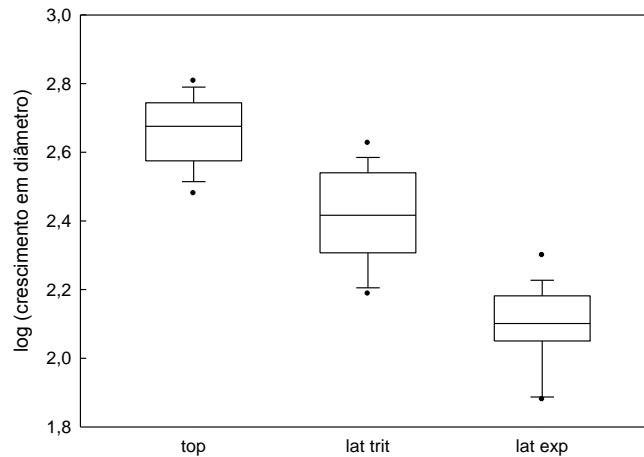


Figura 4. 6: Box-plot dos dados logaritmizados (\log_{10}) da porcentagem de incremento em diâmetro de plântulas de *E. erythropappus* após 12 meses de desenvolvimento em *topsoil* (top), laterita triturada (lat trit) e exposta (lat exp). As bases dos retângulos correspondem aos primeiros e terceiro quartis da distribuição dos dados, as linhas dentro dos retângulos correspondem às medianas, as barras correspondem aos valores máximos e mínimos e os pontos correspondem aos *outliers*.

4.2- DISCUSSÃO

4.2.1 - Caracterização dos substratos testados

Substratos minerados são geralmente deficientes em N e P disponível o que dificulta o estabelecimento espontâneo ou mesmo induzido de espécies vegetais. De fato, a laterita apresentou, respectivamente, 22 e 6 vezes menos N total e P disponível em relação ao *topsoil*. O *topsoil*, por sua vez, apresenta concentrações de N e P superiores aos encontrados em outros ecossistemas nativos savânicos no Brasil (Haridasan 2000, Kozovits *et al.* 2007), mas limitantes para o desenvolvimento da maioria das espécies de plantas cultivadas e não nativas. Como esperado, o *topsoil* apresentou também a maior concentração total e na fração prontamente disponível dos demais elementos, refletindo a ação do intemperismo, da matéria orgânica e do pH sobre a formação e acúmulo de compostos inorgânicos no solo (Kabata-Pendias & Pendias 2001), o qual foi removido pela ação da mineradora expondo a laterita. O comportamento químico do Mn, Fe e S, elementos responsáveis pela diferenciação entre os grupos *topsoil* e lateritas da componente 1 da PCA, demonstra isso. Já V e Ti não estão disponíveis na fração prontamente disponível do solo, por isto tais elementos estão mais fortemente correlacionados com a componente 2 da PCA, a qual separou as frações disponível (etapa trocável) e disponibilizável (etapas redutível e oxidável). Estes elementos foram por muito tempo considerados imóveis em solos, acumulando-se em minerais mais resistentes ao intemperismo, porém liberados quando da presença de ácidos orgânicos (Berrow *et al.* 1978).

A partir da digestão total foi possível verificar que, em todos os substratos testados, elementos importantes para o desenvolvimento das plantas como Ca, K, Mg e Na apresentaram concentrações muito abaixo do comumente observado para solos superficiais (Epstein 1972, Kabata- Pendias & Pendias 2001), dessa forma, podemos caracterizar estes substratos como distróficos. Em contraposição os elementos Al, As, Bi e Fe apresentaram concentrações muito superiores ao comumente encontrado (Kabata- Pendias & Pendias 2001). Entretanto, dentre estes elementos, apenas Al e Fe estão presentes na fase disponível ou disponibilizável do solo (Tab. 4.4). A análise mineralógica indica o predomínio de óxidos e hidróxidos de Al e Fe, corroborando com as altas concentrações destes elementos nos substratos testados. O mineral goethita, detectado apenas no *topsoil*, ocorre predominantemente em substratos com alto grau de intemperismo refletindo mais uma vez a ação do intemperismo na diferenciação dos substratos testados.

Com relação à laterita, a simples redução da granulometria, simulando a área de referência, provocou um aumento da área superficial e conseqüentemente da disponibilidade dos macro e microelementos essenciais para as plantas, facilitando seu desenvolvimento na área.

4.2.2 – Performance das mudas e avaliação do método aplicado

Apesar de terem sido plantadas na transição do período chuvoso para seco e dos mínimos tratamentos culturais aplicados ao cultivo, a taxa de sobrevivência de *E. erythropappus* foi elevada, mesmo na laterita. Esta espécie de fato apresenta ampla tolerância às condições edáficas distintas, sendo encontrada naturalmente em ambientes sobre xistos, quartzitos e cangas (Fujaco 2007, Jacobi 2007, Soelt 2009).

A análise das relações alométricas da espécie também fornece fortes indícios sobre sua alta plasticidade fisiológica, uma vez que, o padrão de alocação de biomassa não foi alterado pelos tratamentos com laterita, que afetaram apenas a velocidade do crescimento das mudas. Estes resultados estão de acordo com o encontrado por Müller *et al.* (2000), segundo o qual a alocação de recursos dentro da planta obedece a um padrão estabelecido ontogeneticamente.

Valladares *et al.* (2007) indicam que espécies com maior tolerância à heterogeneidade ambiental, são mais aptas a se estabelecerem em ambientes impactados. Whiting *et al.* (2004) apontam a utilização de plantas com crescimento lento, típicas de ambientes estressantes, como um importante componente para a redução dos custos e sucesso de projetos de restauração em áreas metalíferas. Dessa forma, *E. erythropappus* pode ser considerada como uma espécie com alto potencial para revegetação de áreas mineradas podendo atuar como uma facilitadora do processo de sucessão. Segundo Ricklefs (1996) espécies facilitadoras, alteram as condições iniciais de uma comunidade facilitando o estabelecimento de espécies subseqüentes.

A aplicação de *topsoil*, mesmo que uma fina camada, foi capaz de aumentar consideravelmente o crescimento das plantas, assim como o observado por Holmes (2001). Este substrato apresenta maior teor de matéria orgânica, maior concentração de macro e micronutrientes, maior capacidade de absorção e retenção de água, além de microbiota essencial para os processos de ciclagem de nutrientes (Ghose 2001, Brady & Weil 2008). Além do bom desenvolvimento de espécies plantadas, o *topsoil* contém um rico banco de sementes o qual contribui consideravelmente com o processo de restauração (Hall *et al.* 2009). Holmes (2001) em estudo com restauração de áreas impactadas por mineração, demonstrou que o banco de sementes presente no *topsoil* contribuiu com no mínimo 60% do recrutamento de todas as espécies na área restaurada.

Devido à evidente relevância do *topsoil* para projetos de restauração, este material deve ser manejado cuidadosamente. Preferencialmente, a reposição deste substrato deve ser imediata, já que a estocagem, mesmo que por curtos intervalos, podem causar danos irreversíveis ao banco de sementes e à microbiota do solo (Ward *et al.* 1996, Harris & Rengasamy 2004, Herath *et al.* 2009). Se possível, o *topsoil* deve ser retirado da área intacta na linha de frente da mineradora e ser imediatamente distribuído sobre uma área próxima em processo de restauração (Ward *et al.* 1996, Herath *et al.* 2009).

Entretanto, na maioria das vezes o *topsoil* em áreas mineradas é escasso e insuficiente para o recobrimento de toda área a ser restaurada. Neste sentido, o recobrimento do subsolo com laterita triturada, com granulometria similar a encontrada na área em processo de regeneração natural, se mostrou uma técnica bastante promissora. Uma vez que, apesar das condições adversas do substrato, as mudas apresentaram uma boa taxa de sobrevivência e a redução granulométrica acelerou em duas vezes o crescimento das plantas em relação à laterita exposta. Assim, o uso da laterita triturada pode oferecer uma possibilidade de substrato para o crescimento vegetal, mesmo que mais lento que o potencial encontrado com o uso do *topsoil*.

A redução granulométrica do substrato favorece a infiltração e retenção de água, o acúmulo de matéria orgânica e inorgânica, facilita o estabelecimento de sementes e o crescimento das raízes, e, paralelamente, na medida em que a redução granulométrica aumenta a superfície de contato entre as raízes e o solo, facilita as trocas catiônicas entre estes meios (Ashby 1997, Brady & Weil 2008, Kaufmann *et al.* 2009). Segundo Mengler *et al.* (2006), a descompactação do substrato pós-mina ameniza propriedades físicas iniciais do regolito que impedem o crescimento das raízes, como a alta densidade e dureza. Baseado no mesmo princípio a fragmentação da laterita oferece um meio fisicamente propício para o desenvolvimento das raízes.

O conhecimento acerca da ecofisiologia das espécies vegetais a serem utilizadas na revegetação, como tolerância a metais pesados, é crucial para que o projeto seja bem sucedido

(Ehleringer & Sandquist 2008). Em ambientes metalíferos fortes pressões seletivas impostas durante milhares de anos por seus solos resultam em uma comunidade vegetal totalmente peculiar. Espécies típicas destes sistemas metalíferos, como *E. erythropappus*, devem receber atenção prioritária em propostas de restauração de áreas de mineração (Whiting *et al.* 2004). Tais espécies apresentam baixa taxa de crescimento e podem não responder positivamente a aplicação de fertilizantes, adubos, corretores de pH e outros insumos agrícolas. Pelo contrário, tais medidas podem direcionar o sistema degradado para uma trajetória diferente da esperada naturalmente levando ao fracasso da restauração ecológica (Holmes 2001, Mitchell *et al.* 1999).

Por fim, as barreiras contra vento delimitando as parcelas de estudo foram bastante eficazes para retenção dos substratos durante o período de estudo, alternativamente podem ser utilizados troncos e galhadas de árvores da área de supressão vegetal da mineradora. Tais barreiras de vento se mostraram bastante eficientes em estudos de estabilização de dunas favorecendo o acúmulo de material particulado, acelerando o desenvolvimento do *topsoil*, aumentando a capacidade de retenção de água e concentração de nutrientes, promovendo assim um microhabitat relativamente estável para o estabelecimento espontâneo de plantas (Li *et al.* 2006). Dessa forma, espera-se que em longo prazo o uso destas barreiras facilite a formação de um novo solo ou substrato que permita o estabelecimento natural de novas espécies vegetais na área minerada.

Uma vez selecionadas espécies e técnicas embasadas em princípios ecológicos, a revegetação na área minerada auxiliará na formação do solo, promovendo o incremento de matéria orgânica no sistema, a ciclagem de nutrientes, o aumento da permeabilidade do substrato, estabelecimento de fauna associada e facilitação da regeneração natural, todos estes processos possibilitam em longo prazo a manutenção de um sistema auto-sustentável (Bradshaw 1984, Bradshaw 1997, Craw *et al.* 2007, Tordoff *et al.* 2000).

CAPÍTULO 5

RESULTADOS E DISCUSSÃO (PARTE II)

BIOACUMULAÇÃO DE ELEMENTOS ESSENCIAIS E NÃO ESSENCIAIS EM *Eremanthus erythropappus*

5.1 - RESULTADOS

5.1.1 - Modificações na composição química dos substratos

As concentrações médias de elementos essenciais, macro e micronutrientes, e não essenciais (Marschner 1986) associados às frações trocável (elementos prontamente disponíveis), redutível (associados à óxidos) e oxidável (associados à matéria orgânica e sulfetos) nos diferentes substratos, antes e após doze meses de experimento são apresentadas nas Tabelas 5.1, 5.2 e 5.3. O teste de Wilcoxon, correspondente não-paramétrico do Teste- T pareado, demonstrou que houve diferença significativa entre a composição química inicial e final do *topsoil* para todas as frações analisadas, trocável ($Z=2,29$, $p<0,02$), redutível ($Z=3,22$, $p<0,001$) e oxidável ($Z=3,19$, $p<0,001$). Na laterita triturada, diferenças foram significativas para a fração redutível ($Z=2,06$, $p<0,04$) e oxidável ($Z=2,38$, $p<0,01$), enquanto na exposta, houve diferença para as frações trocável ($Z=1,96$, $p<0,05$) e oxidável ($Z=3,41$, $p<0,001$).

Analisando o *topsoil*, há uma tendência de diminuição da concentração de todos os elementos essenciais associados à fração trocável e redutível. Por outro lado, as concentrações de macro e micronutrientes associadas à fração oxidável aumentaram, exceto para o Cu e P, os quais apresentaram uma redução de 21% e 16%, respectivamente, de suas concentrações nesta fração. Os demais elementos essenciais apresentaram incremento nesta fração de 310% para Ca, 80% para K, 67% para Mg, 2279% para S, 9% para Fe, 14% para Mn e 213% para Zn (Tabela 5.1). Já os elementos não essenciais associados à fração trocável do *topsoil*, tiveram uma diminuição em sua concentração, excetuando-se o Co e Sr (Tabela 5.1). Na fração redutível, Al, Ba, Cr e Pb apresentaram uma redução entre 30% e 45%, Co e Ti, antes abaixo do limite de quantificação, foram detectados em concentrações de 0,13 mg kg⁻¹ e 0,29 mg kg⁻¹, e os demais elementos apresentaram ligeiras elevações em suas concentrações. Para a fração oxidável, mais uma vez foi observado aumento nas concentrações de todos os elementos.

Tabela 5. 1 Concentração (mg kg⁻¹) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais no topsoil antes e após doze meses de experimento. Média \pm desvio padrão.

Elemento	Inicial			Final		
	Trocável	Redutível	Oxidável	Trocável	Redutível	Oxidável
Macronutrientes						
Ca	135,46 \pm 6,32	39,99 \pm 5,75	9,98 \pm 2,66	200,52 \pm 87,48	36,45 \pm 24,22	40,92 \pm 43,17
K	93 \pm 4,17	25,43 \pm 11,13	2,48 \pm 1,26	56,93 \pm 7,89	9,27 \pm 2,18	4,48 \pm 8,14
Mg	43,54 \pm 2,09	3,64 \pm 0,23	2,49 \pm 0,25	19,07 \pm 4,79	2,28 \pm 0,76	4,16 \pm 4,09
P	5,24 \pm 1,75	3,92 \pm 2,33	7,2 \pm 1,33	-	-	6,04 \pm 2,71
S	35,36 \pm 15,58	60,43 \pm 8,05	9,68 \pm 3,7	16,79 \pm 4,02	35,62 \pm 6,12	230,32 \pm 88,91
Micronutrientes						
Cu	-	1,11 \pm 0,49	3,98 \pm 2,39	-	-	3,13 \pm 1,11
Fe	36,8 \pm 47,79	3123,2 \pm 251,49	1235,8 \pm 65,98	16,44 \pm 4,18	1834,68 \pm 265,91	1350,99 \pm 488,77
Mn	360,8 \pm 31,93	621,67 \pm 188,5	12,89 \pm 0,75	197,21 \pm 31,04	383,04 \pm 63,68	14,68 \pm 2,81
Zn	7,36 \pm 4,27	4,65 \pm 1,71	0,66 \pm 0,11	4,50 \pm 1,32	2,86 \pm 0,68	2,08 \pm 2,12
Não essenciais						
Al	1898 \pm 134,52	5358,8 \pm 344,6	3372,5 \pm 297,8	1682,58 \pm 104,36	3746,32 \pm 539,79	3624,74 \pm 535,99
Ba	5,91 \pm 0,82	21,56 \pm 5,29	1,50 \pm 0,15	3,70 \pm 0,63	12,49 \pm 1,71	1,58 \pm 0,92
Co	-	-	-	0,04 \pm 0,13	0,13 \pm 0,20	-
Cr	1,1 \pm 0,19	3,59 \pm 0,37	21,59 \pm 1,42	0,91 \pm 0,08	2,52 \pm 0,31	25,50 \pm 1,25
Na	11,72 \pm 2,47	0,30 \pm 0,27	35,71 \pm 1,53	0,41 \pm 1,28	-	39,76 \pm 9,19
Pb	-	8,9 \pm 2,41	-	-	5,02 \pm 1,40	-
Sr	1,5 \pm 0,13	1,16 \pm 0,26	0,25 \pm 0,04	2,79 \pm 0,95	1,16 \pm 0,17	0,33 \pm 0,40
Ti	-	-	19,52 \pm 0,75	-	0,30 \pm 0,05	21,31 \pm 5,92
V	-	1,83 \pm 0,19	8,57 \pm 0,38	-	1,95 \pm 0,28	10,87 \pm 1,02
Y	-	0,28 \pm 0,02	-	-	0,30 \pm 0,06	0,01 \pm 0,04

Símbolo (-) indica concentrações abaixo de limite de detecção do ICP-OES.

No caso do substrato laterita triturada, as diferenças mais proeminentes dos macronutrientes também foram encontradas para a fração oxidável, com incremento de 2227%, 279% e 3258%, respectivamente, para Ca, K e Mg. O S não foi detectado para a fração trocável e apresentou uma redução de 59% na fração redutível e 91% na oxidável (Tabela 5.2). Também em relação aos micronutrientes foi possível observar na laterita triturada o mesmo padrão descrito para *topsoil*, com uma tendência de diminuição nas concentrações dos elementos na fração trocável e redutível, e aumento na fração oxidável (Tabelas 5.1 e 5.2). Em relação aos elementos não essenciais, na fração trocável, houve aumento das concentrações de Al, Ba e Sr, e uma diminuição de 70% das concentrações de Cr, 97% de Na e 100% de Pb. Na fração redutível aumentos mais expressivos ocorreram para Ba (215%), Sr (3189%) e Y (3571%), os dois últimos no início do experimento estavam abaixo do limite de quantificação (Tabela 5.2). Em contraposição, ainda na fração redutível,

reduções em torno de 30% foram observadas para Al, Cr e V. Na fração oxidável todos os elementos apresentaram aumento em suas concentrações, principalmente Ba (376%), Cr (115%) e Sr (255%).

Tabela 5. 2 Concentração (mg kg⁻¹) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais na laterita triturada antes e após doze meses de experimento. Média ± desvio padrão.

Elemento	Inicial			Final		
	Trocável	Redutível	Oxidável	Trocável	Redutível	Oxidável
Macronutrientes						
Ca	28,28 ± 2,65	31,76 ± 17,61	2,39 ± 0,53	105,89 ± 56,10	6,33 ± 14,78	55,86 ± 88,26
K	8,456 ± 3,35	0,32 ± 0,47	1,62 ± 1,25	11,12 ± 5,47	0,46 ± 0,58	6,14 ± 10,64
Mg	16,10 ± 15,98	3,54 ± 0,47	0,11 ± 0,08	8,83 ± 5,16	2,02 ± 0,70	3,69 ± 5,78
P	-	-	-	-	-	-
S	-	20,01 ± 0,4	193,72 ± 1,26	-	8,21 ± 2,41	16,87 ± 16,87
Micronutrientes						
Cu	1,18 ± 1,07	0,73 ± 0,61	-	-	-	0,03 ± 0,10
Fe	-	230,86 ± 11,46	-	0,16 ± 0,65	178,96 ± 64,11	28,70 ± 21,50
Mn	9,82 ± 11,88	2,94 ± 0,21	0,63 ± 0,03	4,61 ± 1,05	3,89 ± 1,18	0,95 ± 0,17
Zn	5,46 ± 3,79	1,35 ± 0,35	0,31 ± 0,13	2,54 ± 0,96	0,69 ± 0,31	2,08 ± 2,94
Não essenciais						
Al	264,94 ± 3,67	524,1 ± 30,16	344,6 ± 23,71	319,48 ± 87,79	372,16 ± 75,43	482,76 ± 119,16
Ba	0,22 ± 0,03	0,09 ± 0,04	0,21 ± 0,08	0,94 ± 0,64	0,29 ± 0,22	1,01 ± 1,49
Cr	0,55 ± 0,3	0,80 ± 0,07	4,12 ± 0,28	0,17 ± 0,21	0,55 ± 0,21	8,86 ± 3,90
Na	4,29 ± 3,97	0,01 ± 0,41	39,52 ± 1,31	0,12 ± 0,49	-	39,30 ± 5,36
Pb	3,67 ± 1,64	-	-	-	-	-
Sr	-	-	0,08 ± 0,05	1,10 ± 0,61	0,03 ± 0,07	0,29 ± 0,58
Ti	-	0,56 ± 0,03	92,4 ± 2,78	-	0,56 ± 0,12	110,88 ± 25,34
V	-	21,87 ± 1,28	34,12 ± 0,45	-	15,24 ± 2,39	38,51 ± 4,16
Y	-	-	-	-	0,04 ± 0,07	-

Símbolo (-) indica concentrações abaixo de limite de detecção do ICP-OES.

A laterita exposta, dentre os substratos testados, apresentou diferenças mais proeminentes entre as concentrações iniciais e finais de macro e micronutrientes, com uma tendência de aumento das concentrações independente da fração analisada (Tabela 5.3), diferentemente do observado para *topsoil* e laterita triturada, os quais apresentaram acréscimo da concentração dos elementos essenciais associados apenas à fração oxidável. O Ca foi o elemento com maior incremento nas frações trocável e redutível da laterita exposta. Este macronutriente, o qual se encontrava abaixo do limite de detecção no início do experimento, ao final atingiu a concentração de 405 mg kg⁻¹ e 24 mg kg⁻¹ para estas frações, respectivamente. Já na fração oxidável, o Mg apresentou o maior incremento (Tabela 5.3). Por fim, no

que tange os elementos não essenciais, a laterita exposta apresentou uma redução das concentrações de Al (13%) e Cr (56%) na fração trocável, enquanto Ba, Na, Sr e Ti tiveram elevações em suas concentrações (Tabela 5.3). Na fração redutível foi mantida a diminuição das concentrações de Al (28%) e Cr (61%) e aumento para os demais elementos traços. Na fração oxidável houve elevação da concentração de todos os elementos com maiores incrementos para Ba (593%) e Sr (975%).

Tabela 5. 3 Concentração média (mg kg⁻¹) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais na laterita exposta antes e após doze meses de experimento. Média ± desvio padrão.

Elemento	Inicial			Final		
	Trocável	Redutível	Oxidável	Trocável	Redutível	Oxidável
Macronutrientes						
Ca	-	-	5,84 ± 4,72	405,29 ± 115,90	23,73 ± 15,89	75,25 ± 78,42
K	3,91 ± 1,04	2,28 ± 1,51	1,2 ± 0,14	31,02 ± 9,11	1,04 ± 0,78	12,03 ± 14,62
Mg	1,87 ± 0,44	0,16 ± 0,20	-	26,74 ± 6,32	2,37 ± 0,63	7,41 ± 7,69
P	-	-	-	-	-	-
S	-	6,25 ± 1,41	4,28 ± 1,91	-	1,40 ± 1,59	16,87 ± 7,93
Micronutrientes						
Cu	-	-	-	-	0,24 ± 0,48	0,24 ± 0,27
Fe	1,87 ± 1,07	269,3 ± 84,2	37,43 ± 14,21	8,58 ± 6,49	337,71 ± 81,63	80,97 ± 26,11
Mn	1,03 ± 0,43	0,89 ± 0,78	0,09 ± 0,02	12,54 ± 4,51	10,97 ± 6,79	1,34 ± 0,42
Zn	0,88 ± 0,29	0,31 ± 0,17	0,11 ± 0,11	5,35 ± 1,64	1,54 ± 0,38	1,69 ± 1,07
Não essenciais						
Al	617 ± 34,43	942,6 ± 101,39	584,5 ± 63,53	537,16 ± 79,47	679,06 ± 95,45	892,64 ± 242,82
Ba	0,40 ± 0,14	0,08 ± 0,02	0,22 ± 0,07	4,39 ± 1,68	1,72 ± 1,01	1,55 ± 1,65
Cr	1,27 ± 0,26	2,95 ± 0,54	22,61 ± 6,91	0,55 ± 0,12	1,15 ± 0,35	25,71 ± 5,59
Na	-	-	39,06 ± 1,87	0,20 ± 0,81	-	41,99 ± 6,69
Pb	-	-	-	-	0,25 ± 1,02	-
Sr	-	-	0,05 ± 0,03	6,95 ± 2,44	0,41 ± 0,12	0,55 ± 0,70
Ti	-	0,36 ± 0,08	26,56 ± 9,92	0,03 ± 0,14	0,90 ± 0,25	59,36 ± 18,73
V	-	5,62 ± 0,92	14,48 ± 4,89	-	5,99 ± 1,12	23,25 ± 3,61
Y	-	-	-	-	0,30 ± 0,06	-

Símbolo (-) indica concentrações abaixo de limite de detecção do ICP-OES.

5.1.2 - Composição química das plantas

A concentração de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais variaram não só entre substratos, mas também entre os compartimentos das plantas ($F_{68,477} = 2,10$, $p < 0,001$). As concentrações médias destes elementos presentes em caules, folhas e raízes de *E. erythropappus* nos substratos testados estão apresentadas nas Tabelas 5.4, 5.5 e 5.6. Estes dados foram comparados aos valores de referência estabelecidos como os comumente encontrados em plantas superiores em áreas

sem contaminação por diversos autores (Tabela I.1- Apêndice I) e o resultado de tal comparação será discutido posteriormente.

Tabela 5. 4 Concentração média (mg kg⁻¹) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais em plântulas de *E. erythropappus* antes e após 12 meses de desenvolvimento no *topsoil*. Média ± desvio padrão.

Elemento	Controle			Final		
	Folha	Caule	Raiz	Folha	Caule	Raiz
Macronutrientes						
Ca	7905,2 ± 4029,9	6093,2 ± 2189,2	7399,2 ± 5344,2	7671,1 ± 1461,9	3089,3 ± 1142	2147,8 ± 485,7
K	14162,3 ± 5433,9	16477,3 ± 6074,5	12685,3 ± 4016,8	6555,2 ± 2063,4	7169,8 ± 1191,1	3517 ± 795,1
Mg	2049,1 ± 2202,3	1773,1 ± 2088,3	1948,3 ± 2044,6	1197,2 ± 227,5	672,6 ± 127,3	914,7 ± 188,5
P	5278 ± 1824,1	4131 ± 1564,6	4947 ± 1973	658,6 ± 112,3	372,4 ± 106,6	371 ± 80
S	2102,4 ± 676,4	2270,6 ± 1251,2	2196,4 ± 760,7	1755,5 ± 467,8	824,2 ± 376,3	809 ± 146,1
Micronutrientes						
Cu	8,1 ± 2,7	2,4 ± 1,3	7,2 ± 3,4	7,4 ± 2,4	4,7 ± 1,6	12,6 ± 5
Fe	471,9 ± 188,6	151 ± 91,5	565,1 ± 239,3	413,9 ± 139,4	162,2 ± 108	3470,4 ± 1536,9
Mn	805,7 ± 735,4	652,6 ± 273,1	511,6 ± 637,3	827,2 ± 337,2	330,8 ± 174,3	90,4 ± 32,3
Zn	58,3 ± 28,2	55,2 ± 33,6	72,8 ± 49,7	81,9 ± 17,6	38,5 ± 13	86,4 ± 44,4
Não essenciais						
Al	295,2 ± 185,2	102,8 ± 67,9	530,9 ± 328,7	233,2 ± 66,3	103,6 ± 100	2797,7 ± 1010,9
Ba	29 ± 7,3	46,1 ± 13,8	39,4 ± 11	9 ± 1,6	11,5 ± 3,12	14,2 ± 4,6
Cr	2,2 ± 0,7	1,6 ± 0,4	3,4 ± 2,1	0,3 ± 0,5	0,5 ± 0,8	7,2 ± 3,5
Cd	0,3 ± 0,1	0,7 ± 0,5	0,1 ± 0,9	-	-	-
Na	260,1 ± 261,1	51,2 ± 55,2	279,8 ± 354,7	117,7 ± 50,9	56,4 ± 36,1	150,5 ± 97,1
Ni	1,4 ± 1,2	0,8 ± 1	1,4 ± 1,3	-	-	1,3 ± 5,5
Pb	9,5 ± 1,9	9,7 ± 2,6	8,7 ± 4			
Sr	83,7 ± 35,1	99,7 ± 37,7	72,5 ± 31,7	60 ± 13,6	45,9 ± 11,7	34 ± 7,2
Ti	7,4 ± 6,6	1,7 ± 0,8	11,1 ± 8,8	3,4 ± 1,1	1,8 ± 1,4	30,5 ± 13,5
V	1,9 ± 1,1	0,8 ± 0,1	2,6 ± 1,6	0,2 ± 0,4	0,1 ± 0,3	5,4 ± 2,6
Y	0,6 ± 0,1	-	1,1 ± 0,3	-	-	0,1 ± 0,2

Símbolo (-) indica concentrações abaixo de limite de detecção do ICP-OES.

Tabela 5. 5 Concentração média (mg kg⁻¹) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais em plântulas de *E. erythropappus* antes e após 12 meses de desenvolvimento na laterita triturada. Média ± desvio padrão.

Elemento	Controle			Final		
	Folha	Caule	Raiz	Folha	Caule	Raiz
Macronutrientes						
Ca	7905,2 ± 4029,9	6093,2 ± 2189,2	7399,2 ± 5344,2	6261,6 ± 1315,5	2758,7 ± 643,2	3498,4 ± 1138,5
K	14162,3 ± 5433,9	16477,3 ± 6074,5	12685,3 ± 4016,8	9968,8 ± 1885,9	8794,2 ± 1938,4	3668,4 ± 974,7
Mg	2049,1 ± 2202,3	1773,1 ± 2088,3	1948,3 ± 2044,6	1304,8 ± 343,2	778,8 ± 307,2	1220,5 ± 312,3
P	5278 ± 1824,1	4131 ± 1564,6	4947 ± 1973	572,5 ± 141,1	345 ± 212,2	314,0 ± 126,7
S	2102,4 ± 676,4	2270,6 ± 1251,2	2196,4 ± 760,7	1209 ± 261,7	589,2 ± 183,6	687,7 ± 142,1
Micronutrientes						
Cu	8,1 ± 2,7	2,4 ± 1,3	7,2 ± 3,4	6 ± 2,1	3,9 ± 4,4	11,8 ± 3,5
Fe	471,9 ± 188,6	151 ± 91,5	565,1 ± 239,3	489 ± 121,7	400,3 ± 831,6	4414,3 ± 1448,9
Mn	805,7 ± 735,4	652,6 ± 273,1	511,6 ± 637,3	414,9 ± 238,3	157,1 ± 83,5	46,3 ± 16,8
Zn	58,3 ± 28,2	55,2 ± 33,6	72,8 ± 49,7	74,1 ± 21,9	32 ± 11,6	162,1 ± 59,4
Não essenciais						
Al	295,2 ± 185,2	102,8 ± 67,9	530,9 ± 328,7	285,1 ± 72,2	136,1 ± 84,8	3503,8 ± 1063,7
Ba	29 ± 7,3	46,1 ± 13,8	39,4 ± 11	6,7 ± 2,5	9,6 ± 3,4	16 ± 4,4
Cr	2,2 ± 0,7	1,6 ± 0,4	3,4 ± 2,1	0,6 ± 0,5	0,5 ± 0,7	11,4 ± 3,7
Cd	0,3 ± 0,1	0,7 ± 0,5	0,1 ± 0,9	-	-	-
Na	260,1 ± 261,1	51,2 ± 55,2	279,8 ± 354,7	167,9 ± 104,7	56,6 ± 32	91,6 ± 45,5
Ni	1,4 ± 1,2	0,8 ± 1	1,4 ± 1,3	-	-	1,4 ± 5,5
Pb	9,5 ± 1,9	9,7 ± 2,6	8,7 ± 4	-	-	-
Sr	83,7 ± 35,1	99,7 ± 37,7	72,5 ± 31,7	51,9 ± 10,7	45,4 ± 13,5	54,3 ± 14,4
Ti	7,4 ± 6,6	1,7 ± 0,8	11,1 ± 8,8	4,1 ± 1,2	3,2 ± 2	45 ± 13
V	1,9 ± 1,1	0,8 ± 0,1	2,6 ± 1,6	0,6 ± 0,3	0,2 ± 0,3	10,2 ± 3,7
Y	0,6 ± 0,1	-	1,1 ± 0,3	-	-	0,4 ± 0,3

Símbolo (-) indica concentrações abaixo de limite de detecção do ICP-OES.

Tabela 5. 6 Concentração média (mg kg⁻¹) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais em plântulas de *E. erythropappus* antes e após 12 meses de desenvolvimento na laterita exposta. Média ± desvio padrão.

Elemento	Controle			Final		
	Folha	Caule	Raiz	Folha	Caule	Raiz
Macronutrientes						
Ca	7905,2 ± 4029,9	6093,2 ± 2189,2	7399,2 ± 5344,2	6053,5 ± 1886,3	3130,2 ± 1689,8	2944,2 ± 1178,6
K	14162,3 ± 5433,9	16477,3 ± 6074,5	12685,3 ± 4016,8	8463,9 ± 1903,9	8277,4 ± 1995,3	5315,8 ± 1898,1
Mg	2049,1 ± 2202,3	1773,1 ± 2088,3	1948,3 ± 2044,6	1387,5 ± 320,3	842,1 ± 390,4	1157 ± 215,6
P	5278 ± 1824,1	4131 ± 1564,6	4947 ± 1973	559,5 ± 133,8	379,6 ± 157,4	378,4 ± 114,2
S	2102,4 ± 676,4	2270,6 ± 1251,2	2196,4 ± 760,7	1213,4 ± 341,2	720,4 ± 277,1	822,4 ± 254,2
Micronutrientes						
Cu	8,1 ± 2,7	2,4 ± 1,3	7,2 ± 3,4	6, ± 2,7	2,7 ± 1,4	9,4 ± 3,9
Fe	471,9 ± 188,6	151 ± 91,5	565,1 ± 239,3	901,5 ± 1129,7	226,8 ± 137,4	3150,6 ± 1472,6
Mn	805,7 ± 735,4	652,6 ± 273,1	511,6 ± 637,3	350,5 ± 259,8	161,2 ± 89,4	59 ± 38
Zn	58,3 ± 28,2	55,2 ± 33,6	72,8 ± 49,7	88,7 ± 83,5	40,3 ± 28	92,9 ± 43,3
Não essenciais						
Al	295,2 ± 185,2	102,8 ± 67,9	530,9 ± 328,7	593,3 ± 905,5	156,1 ± 96,8	2490,8 ± 1105,5
Ba	29 ± 7,3	46,1 ± 13,8	39,4 ± 11	10,5 ± 8,4	10,1 ± 3,2	16,3 ± 4,7
Cr	2,2 ± 0,7	1,6 ± 0,4	3,4 ± 2,1	1,8 ± 3	0,6 ± 0,6	7,6 ± 3,9
Cd	0,3 ± 0,1	0,7 ± 0,5	0,1 ± 0,9			
Na	260,1 ± 261,1	51,2 ± 55,2	279,8 ± 354,7	135,3 ± 86,8	69,4 ± 41,7	86,3 ± 59,9
Ni	1,4 ± 1,2	0,8 ± 1	1,4 ± 1,3	-	-	-
Pb	9,5 ± 1,9	9,7 ± 2,6	8,7 ± 4			
Sr	83,7 ± 35,1	99,7 ± 37,7	72,5 ± 31,7	64,5 ± 19,8	54,5 ± 23,4	61 ± 31,3
Ti	7,4 ± 6,6	1,7 ± 0,8	11,1 ± 8,8	8,5 ± 12,9	9,2 ± 13,7	35,2 ± 14,1
V	1,9 ± 1,1	0,8 ± 0,1	2,6 ± 1,6	1,4 ± 2,5	0,2 ± 0,3	6,4 ± 3,6
Y	0,6 ± 0,1	-	1,1 ± 0,3	0,1 ± 0,2	-	0,4 ± 0,3

Símbolo (-) indica concentrações abaixo de limite de detecção do ICP-OES.

Comparando-se as concentrações dos elementos nos tecidos vegetais no início e ao final do experimento observou-se elevações nas concentrações de Al (427%, 560% e 369%), Cr (112%, 235% e 123%), Cu (75%, 64% e 31%), Fe (514%, 681% e 457%), Ti (175%, 306% e 218%) e V (109%, 297% e 146%) nas raízes das plantas, nos tratamentos com *topsoil*, laterita triturada e exposta respectivamente. Nos demais órgãos, o maior acréscimo foi verificado para Ti no caule (456%) e Al na folha (101%), ambos na laterita exposta. Os demais elementos apresentaram uma diminuição em suas concentrações nos tecidos vegetais.

Quanto ao coeficiente de translocação (CT), parâmetro que reflete a transferência de elementos da raiz para a parte aérea, houve diferenças significativamente entre os substratos para sete dos 16 elementos analisados (Tabela 5.7). Apesar disso a mesma estratégia de acumulação de elementos, ou seja, se houve preferência de acumulação nas raízes ou na parte aérea, foi mantida. No caso de Ni e Y, quando absorvidos, foram acumulados exclusivamente nas raízes, assim, não foram calculados CTs para estes elementos (Figura 5.1).

Tabela 5. 7 Coeficiente de translocação das raízes para a parte aérea de mudas de *E. erythropappus* nos substratos testados *topsoil*, laterita triturada e laterita exposta.

Elemento	Topsoil	Laterita triturada	Laterita exposta
Macronutrientes			
Ca	5,11*	2,77	3,61
K	4,08	5,38*	3,83
Mg	2,15	1,78	1,91
P	2,79	2,98	2,61
S	3,18	2,69	2,53
Micronutrientes			
Cu	1,03	0,86	0,76
Fe	0,19	0,20	0,21
Mn	12,52	12,01	11,13
Zn	1,64*	0,71*	1,29
Não essenciais			
Al	0,13	0,13	0,16
Ba	1,47*	1,03	1,22
Cr	0,09	0,10	0,13
Na	1,56*	2,91	3,74
Sr	3,13*	1,90	2,35
Ti	0,18	0,17	0,40*
V	0,05	0,08	0,09

Valores seguidos por asterisco indicam os grupos responsáveis pela diferença entre os substratos ($p < 0,05$).

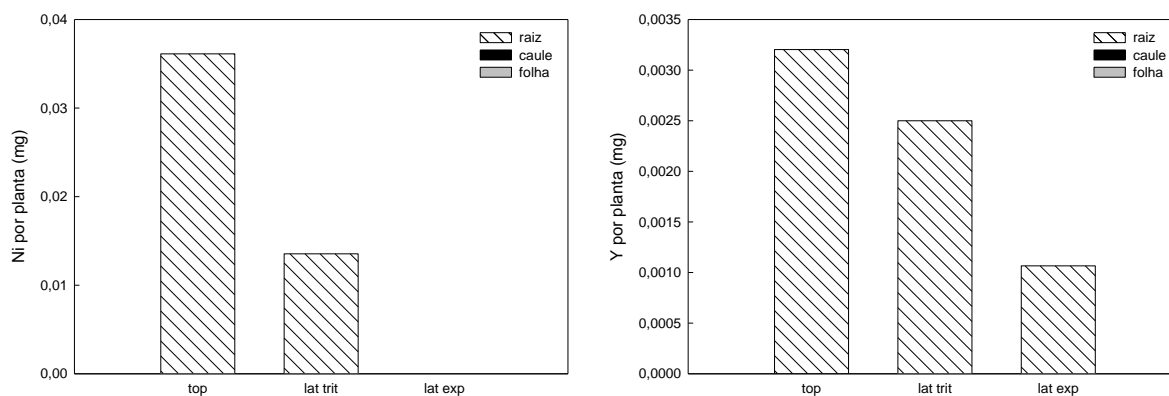


Figura 5. 1: Quantidade totais de Ni e Y acumulados em raízes, caules e folhas de mudas de *E. erythropappus* após 12 meses de desenvolvimento em *topsoil* (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp).

Independente do substrato testado, as mudas de *E. erythropappus* tenderam a acumular mais fortemente nas raízes o Al, Cr, Fe, Ti e V (Figura 5.2). Os coeficientes de translocação (parte aérea:raiz) para estes elementos corroboram com esta observação (Tabela 5.7).

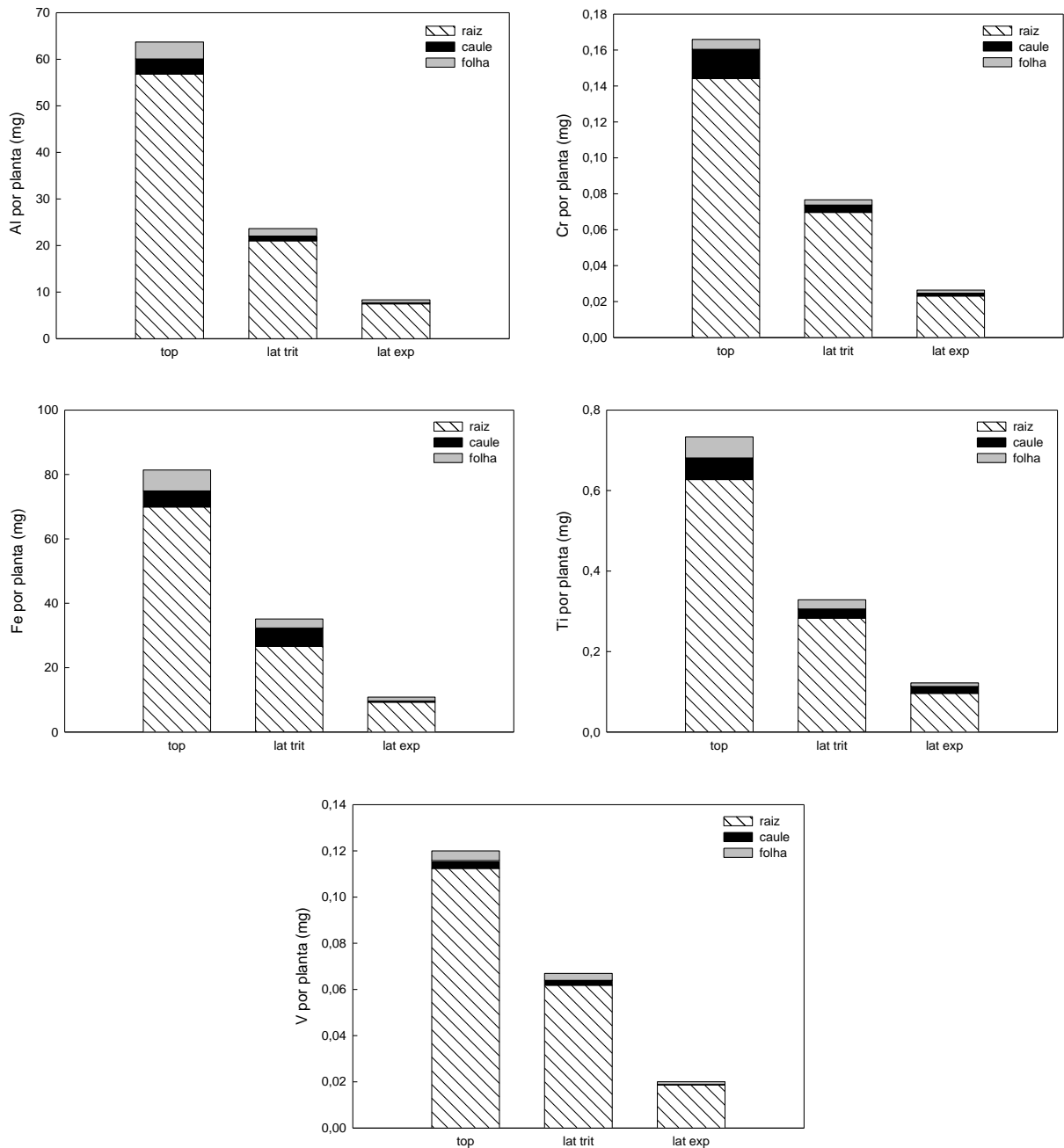


Figura 5. 2: Quantidade de Al, Cr, Fe, Ti e V acumulados em raízes, caules e folhas de mudas de *E. erythropappus* após 12 meses de desenvolvimento em *topsoil* (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp).

Em contraposição, os macronutrientes Ca, K, Mg, P e S (Figura 5.3), os micronutrientes Cu, Mn e Zn (Figura 5.4), e os elementos não essenciais Ba, Na e Sr (Figura 5.5). foram acumulados principalmente na parte aérea. Como era de se esperar, estes elementos apresentaram coeficientes de translocação próximos ou superiores a um, indicando uma estratégia de acumulação destes elementos na parte aérea (Tabela 5.7). O Mn foi o elemento com maior coeficiente de translocação.

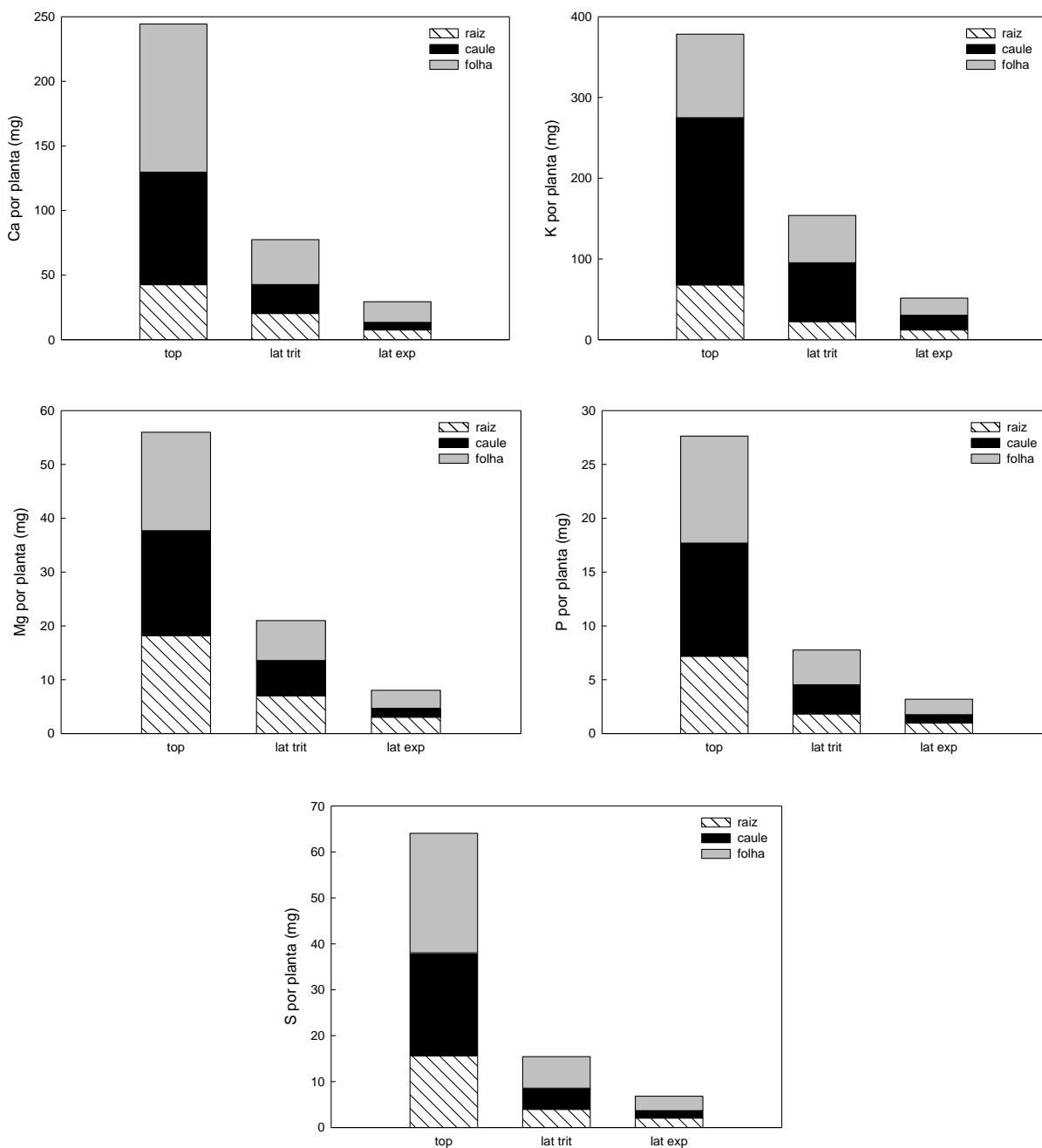


Figura 5. 3: Quantidade de Ca, K, Mg, P e S acumulados em raízes, caules e folhas de mudas de *E. erythropappus* após 12 meses de desenvolvimento em *topsoil* (top), laterita tritura (lat trit) e laterita exposta (lat exp).

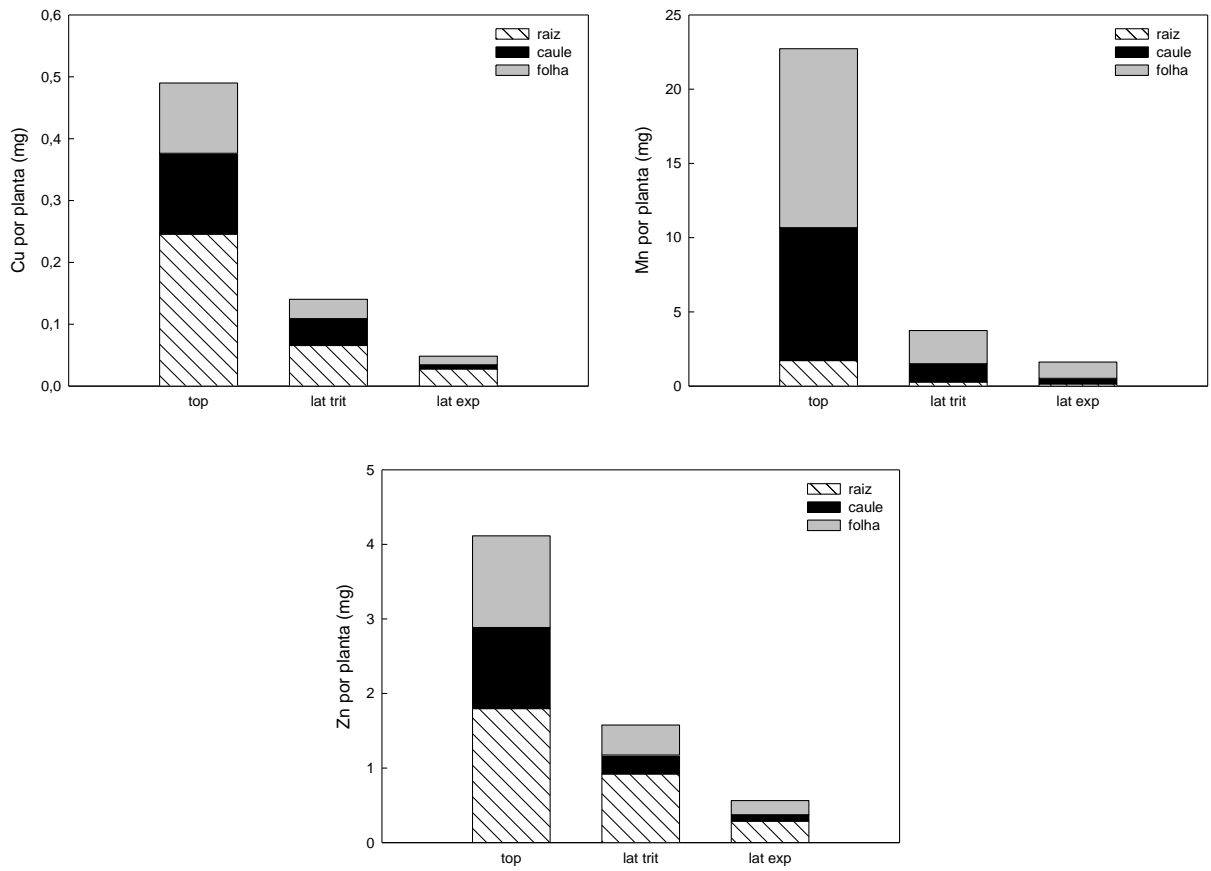


Figura 5. 4: Quantidade de Cu, Mn, e Zn acumulados em raízes, caules e folhas de mudas de *E. erythropappus* após 12 meses de desenvolvimento em *topsoil* (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp).

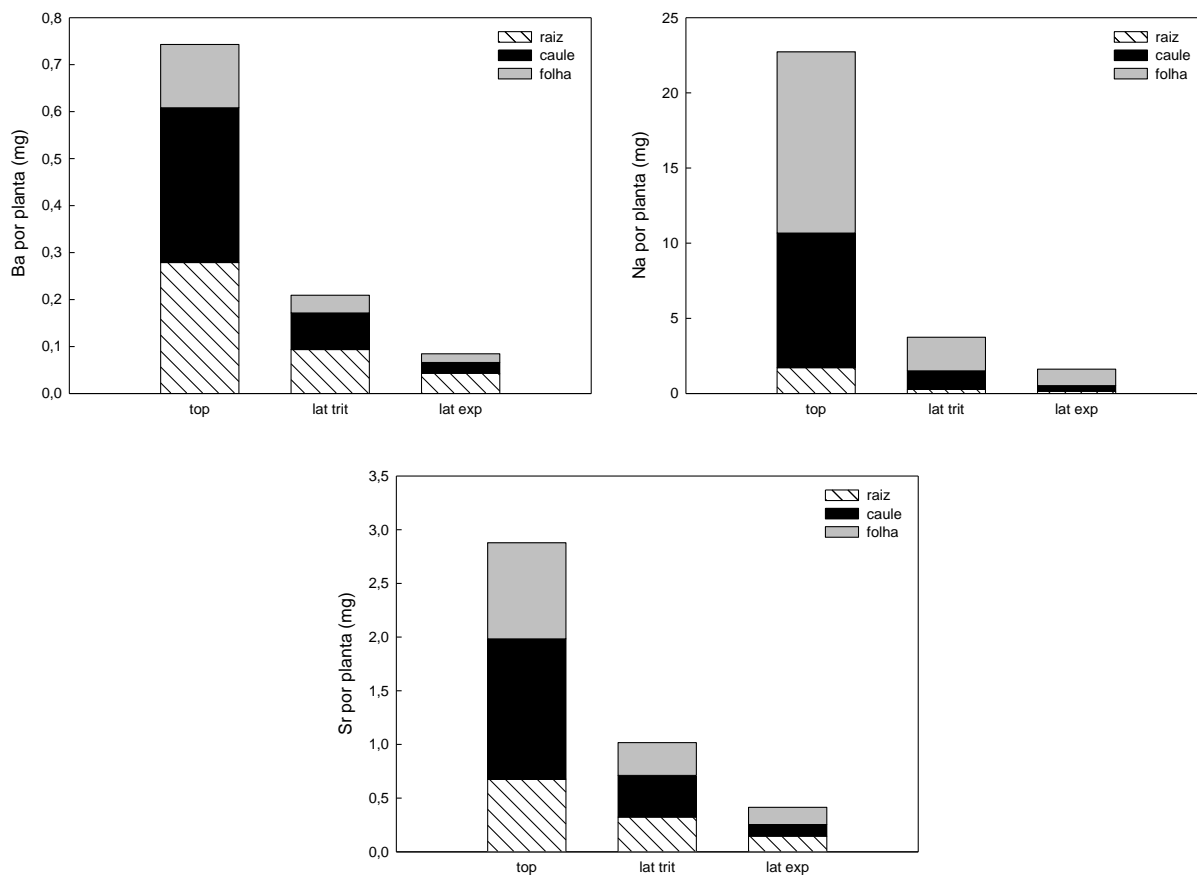


Figura 5. 5: Quantidade de Ba, Na, e Sr acumulados em raízes, caules e folhas de mudas de *E. erythropappus* após 12 meses de desenvolvimento em *topsoil* (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp).

5.1.3 - Relações substrato x planta

Para caracterizar quantitativamente a relação da concentração dos elementos encontrados no substrato e na planta utilizou-se o Coeficiente de Absorção Biológica (CAB) o qual expressa a razão entre a concentração do elemento na planta e no substrato (Ferguson 1990). Valores elevados de CAB indicam alta acumulação do elemento nos tecidos vegetais (Chojnacka *et al.* 2005). No presente estudo, este parâmetro foi analisado de duas formas: em relação à concentração total de elementos no substrato (CAB_{total}), e em relação à fração trocável do substrato ($CAB_{trocável}$) (Tabela 5.8). Considerou-se a concentração total de um dado elemento no substrato como a soma das concentrações encontradas nas frações trocável (prontamente disponível), redutível e oxidável (disponibilizáveis).

De uma forma geral, maiores valores de CAB dos macronutrientes foram observados na laterita triturada, com exceção do P e S, sendo os coeficientes associados às frações trocáveis muito superiores ($CAB_{trocável}$) aos encontrados para concentração total (CAB_{total}). Para os micronutrientes o mesmo padrão foi observado, com maior acumulação em plantas na laterita triturada. Para os

elementos não essenciais, menores valores de CAB foram encontrados para Cr, Ti, V e Y, e maiores para Sr independente do substrato. As plantas acumularam Al nos tratamentos com laterita e, aparentemente, restringiram a entrada deste elemento no *topsoil* ($CAB_{total} = 0,36$).

Tabela 5. 8 Coeficiente de Absorção Biológica para macro e micronutrientes e elementos não essenciais baseado no conteúdo total (CAB total) e em relação à fração trocável do substrato (CAB trocável) no *topsoil* (Top), laterita triturada (Lat trit) e exposta (Lat exp). Média \pm desvio padrão.

Elemento	CAB (total)			CAB (trocável)		
	Top	Lat trit	Lat exp	Top	Lat trit	Lat exp
Macronutrientes						
Ca	55,32 \pm 29,32	128,04 \pm 138,94	25,42 \pm 7,58	74,56 \pm 32,29	189,54 \pm 208,46	32,06 \pm 9,53
K	246,69 \pm 47,69	1599,99 \pm 708,52	578,33 \pm 291,99	302,75 \pm 49,65	2299,08 \pm 792,86	757,02 \pm 259,45
Mg	114,77 \pm 24,75	279,87 \pm 141,33	96,21 \pm 32,57	151,96 \pm 28,79	444 \pm 177,02	131,04 \pm 35,11
P	253,50 \pm 104,31	-	-	-	-	-
S	12,82 \pm 4,37	175,67 \pm 196,16	228,25 \pm 226,98	220,91 \pm 85,91	-	-
Micronutrientes						
Cu	8,55 \pm 3,07	56,72	42,73 \pm 33,71	-	-	-
Fe	1,34 \pm 0,49	28,41 \pm 14,00	10,55 \pm 3,93	264,85 \pm 103,16	2161,58	1600,68 \pm 3375,36
Mn	2,20 \pm 1,01	68,94 \pm 43,34	25,67 \pm 13,16	6,68 \pm 3,19	141,9 \pm 87,34	51,00 \pm 27,23
Zn	22,88 \pm 5,57	64,16 \pm 33,87	26,09 \pm 12,49	47,93 \pm 9,25	146,21 \pm 156,26	43,21 \pm 20,47
Não essenciais						
Al	0,36 \pm 0,09	3,42 \pm 1,05	1,55 \pm 0,42	1,91 \pm 0,53	12,89 \pm 4,76	6,17 \pm 1,89
Ba	2,01 \pm 0,44	21,69 \pm 15,41	5,13 \pm 2,39	9,72 \pm 2,26	60,27 \pm 66,86	8,83 \pm 3,19
Cr	0,27 \pm 0,13	1,44 \pm 0,61	0,37 \pm 0,14	8,62 \pm 3,92	32,52 \pm 10,89	18,71 \pm 7,94
Na	8,72 \pm 4,31	7,95 \pm 3,80	7,02 \pm 2,37	88,97 \pm 48,10	126,58	66,16
Sr	34,90 \pm 10,37	152,91 \pm 114,30	24,45 \pm 8,41	56,19 \pm 19,58	184,3 \pm 108,67	28,54 \pm 10,39
Ti	1,74 \pm 0,70	0,50 \pm 0,21	0,98 \pm 0,66	-	-	95,83
V	0,47 \pm 0,23	0,21 \pm 0,09	0,27 \pm 0,10	-	-	-
Y	0,54 \pm 0,83	4,12 \pm 0,63	1,46 \pm 1,00	-	-	-

Bunzl *et al.* (2000) sugerem que o CAB somente poderá ser interpretado quando houver correlação estatisticamente significativa entre as concentrações do elemento na planta e substrato. Dessa forma, para cada elemento foi analisada a correlação entre a concentração no substrato, total e trocável, e na planta (Tabela 5.9). Os dados foram logaritmizados para se ajustarem aos pressupostos de normalidade e homocedasticidade.

Tabela 5. 9: Coeficientes de correlação para as relações entre conteúdo total de elementos no substrato e planta (Substrato_(total)-Planta) e entre conteúdo da fração trocável do substrato e planta (Substrato_(trocável)-Planta), e respectivos p-valores.

Elemento	Substrato (total) - Planta		Substrato (trocável) - Planta	
	Coefficiente de correlação	p- valor	Coefficiente de correlação	p- valor
Macronutrientes				
Ca	-0,167	0,25	-0,039	0,78
K	-0,459 *	0,00	-0,387*	0,00
Mg	-0,136	0,35	-0,202	0,16
S	0,361 *	0,02	0,411*	0,00
Micronutrientes				
Cu	0,365*	0,00	-	-
Fe	-0,253	0,08	-0,262	0,07
Mn	0,558 *	0,00	0,489*	0,00
Zn	-0,149	0,30	-0,079	0,58
Não essenciais				
Al	-0,226	0,12	-0,216	0,13
Ba	0,157	0,28	0,045	0,76
Cr	-0,349 *	0,01	-0,353*	0,01
Na	-0,117	0,42	0,053	0,72
Sr	0,202	0,16	0,201	0,17
Ti	0,48 *	0,00	-	-
V	0,561 *	0,00	-	-

Valores seguidos por asterisco indicam correlações significativas ($p < 0,05$).

O K e S são nutrientes essenciais para o desenvolvimento de plantas (Taiz & Zeiger 2004) e, diferentemente do Cu e Mn, não estão associados à contaminação em áreas de minas. Dessa forma, os elementos K e S não foram discutidos quanto ao CAB por não serem considerados poluentes foco de fitorremediação (Pilon-Smits 2005). Na figura 5.6 pode-se observar os gráficos dos demais elementos que apresentaram correlação estatisticamente significativa (Cr, Cu, Mn, Ti e V).

Mesmo para os elementos que apresentaram correlação entre as concentrações planta:fração trocável não foi possível estabelecer um modelo preditivo ($R^2 < 0,32$) de concentração destes elementos nas plantas em função da concentração no substrato (Figura 5.6).

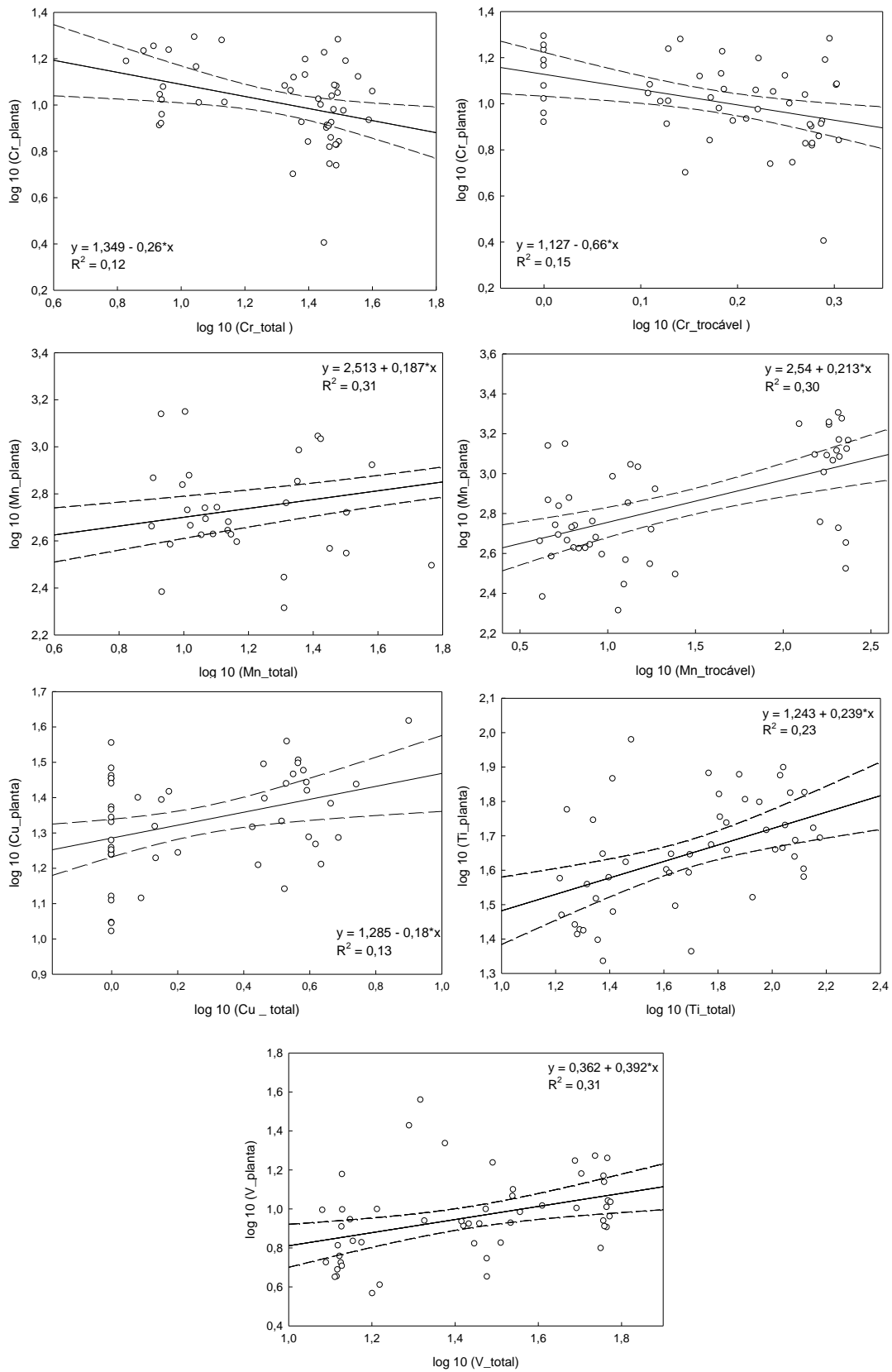


Figura 5. 6: Relação entre as concentrações de Cr, Mn, Cu, Ti e V em mudas de *E. erythropappus* e o conteúdo total e na fração trocável do substrato.

5.2 - DISCUSSÃO

As plantas são capazes de promover mudanças em diversas características físicas, químicas e biológicas do substrato. O crescimento de raízes, por exemplo, pode diminuir a granulometria do substrato aumentando sua CTC (Brady & Weil 2008). A absorção e a exclusão sistemáticas de determinados elementos pode levar à depleção ou ao acúmulo destes no solo (Larcher 2000). A exudação de ácidos orgânicos pelas raízes, e mesmo a deposição de serapilheira podem modificar o pH e a disponibilidade de certos elementos, assim como a microbiologia e os processos de ciclagem de nutrientes (Lavelle & Spain 2001, Taiz & Zeiger 2004, Brady & Weil 2008). Sabe-se também que o microclima, principalmente a precipitação e a temperatura, influencia nos processos intempéricos modificando diversas propriedades do solo (Kabata-Pendias & Pendias 2001, Brady & Weil 2008). Os resultados deste estudo demonstraram que além de modificações nas frações trocáveis no *topsoil* e na laterita exposta, mudanças na concentração de metais associados à fração redutível e oxidável também foram observadas nos diversos tratamentos, sugerindo que, mesmo que por um curto espaço de tempo, os processos intempéricos associados ao microclima e à influência das mudas de *E. erythropappus* foram capazes de alterar a solubilização e precipitação de elementos associados a óxidos (fração redutível), sulfetos e matéria orgânica (fração oxidável).

Independente do tratamento, para a maioria dos elementos presentes na fração oxidável, associados a sulfetos e matéria orgânica, aumentaram suas concentrações após um ano de experimento. Mertens *et al.* (2007) apontam que a deposição de serapilheira, camada de detritos vegetais e animais sobre a superfície do solo, pode aumentar a concentração de metais em um substrato, desde de que a concentração do metal no material vegetal em decomposição seja maior do que a concentração no substrato, e que o fluxo de entrada do elemento seja maior que a retirada através de lixiviação, absorção pelas raízes e acumulação na parte aérea das plantas. Neste estudo, os resultados sugerem que o aumento das concentrações de elementos na fração oxidável dos substratos seja reflexo da deposição de detritos vegetais de *E. erythropappus* e da ação de exudatos das raízes, ou seja, o incremento de matéria orgânica nos substratos testados teria contribuído para elevação das concentrações, principalmente de elementos essenciais, associados à mesma. Isto é particularmente importante para íons alcalinos terrosos, como Ca e Mg, os quais são de difícil translocação dentro do organismo vegetal e por esta característica são acumulados continuamente nas folhas (Larcher 2000).

De uma forma geral, pode-se observar que a composição e redistribuição dos elementos variaram fortemente entre os tratamentos, sugerindo que *Eremanthus erythropappus* seja capaz de ajustar seus mecanismos fisiológicos, através, por exemplo, da liberação de ácidos orgânicos, que têm a capacidade de modificar as características químicas do meio, especialmente o pH. Diversos autores vêm demonstrando, através de seus estudos, a importância das espécies vegetais na ciclagem e distribuição dos metais (Andersen *et al.* 2004, Dongmei & Changqun 2008, Mertens *et al.* 2007,

Watmough *et al.* 2005). Mertens *et al.* (2007) apresentam espécies vegetais, que após 30 anos de desenvolvimento, foram capazes de alterar os níveis de Cd, Cr, Cu e Zn nos perfis do solo, aparentemente através da acumulação dos metais nas folhas e acidificação do substrato. Já Dongmei & Changqun (2008), em estudo sobre o potencial de espécies pioneiras da China para revegetação de antigas minas de Pb-Zn, demonstraram que as espécies vegetais testadas, além de reduzir as concentrações de metais presentes na rizosfera, foram capazes de aumentar a fitosdisponibilidade de macronutrientes tornando o solo mais fértil. Neste estudo, assim como o apresentado por Dongmei & Changqun (2008), a *E. erythropappus* aumentou consideravelmente as concentrações de elementos essenciais na laterita exposta.

Na laterita triturada e exposta, o P foi observado em concentrações inferiores ao limite de quantificação do ICP-OES de 3,28 ppm, indicando uma limitação do método de extração sequencial para detecção deste elemento em solos altamente distróficos. Dessa forma, em estudos de nutrição vegetal, sugere-se a realização de análises complementares de fertilidade de solo para determinação do P disponível a partir extrator Mehlich I (dados apresentados na Tabela 4.1).

A concentração de macro e micronutrientes nos tecidos vegetais de mudas de *E. erythropappus* demonstram que, mesmo sob condições de baixa fertilidade, esta espécie é capaz de contornar a oligotrofia do substrato mantendo os teores de elementos essenciais acima da faixa considerada de deficiência. Por exemplo, a concentração de total de K no *topsoil* (401 mg kg^{-1}), na laterita triturada (515 mg kg^{-1}) e exposta (394 mg kg^{-1}) (Tabela 4.3) está muito abaixo do comumente observado para solos superficiais ($14.000 \text{ mg kg}^{-1}$) (Epstein 1972). Entretanto, apesar das baixas concentrações deste macronutriente nos substratos testados, as plantas apresentaram teores dentro da faixa considerada normal para o crescimento de plantas cultivadas acima de 1% (Marschner 1986).

Quando comparada a concentração foliar de nutrientes encontrada, os dados se assemelham aos apresentados por plantas de cerrado. Medeiros e Haridasan (1985) registraram que os níveis de nutrientes nas folhas de espécies nativas de cerrado variam entre 0,05% e 0,7% para P, 0,14% a 0,8% para Ca, 0,28% a 0,87% para K e 0,07% e 0,28% para Mg. No presente estudo os níveis de P variaram entre 0,05% e 0,06%, de Ca entre 0,6% e 0,8%, de K entre 0,6% e 1% e Mg entre 0,12% e 0,14%. Dessa forma, os valores de nutrientes foliares estão de acordo com o esperado para espécies sujeitas à condições de deficiência hídrica sazonal, baixos teores de nutrientes no substrato e elevada concentração de metais.

Em relação à partição dos elementos dentro do organismo vegetal, a *E. erythropappus* pode ser enquadrada como uma espécie “exclusora” de Al, Cr, Fe, Ti e V, uma vez que estes elementos foram acumulados preferencialmente nas raízes. Segundo Baker (1981) espécies exclusoras mantêm a

concentração de metais nos tecidos abaixo das concentrações no solo e restringe a translocação destes elementos para a parte aérea, até o ponto em que a concentração no solo é tão alta que os metais passam a ser absorvidos indiscriminadamente, mas não transportados.

Atenção especial deve ser dada ao Al, Cr, Fe e V, os quais foram acumulados em níveis muito superiores ao comumente encontrado para plantas (Kabata-Pendias & Pendias 2001). Para Al, algumas espécies contendo concentração de 0,1% de peso seco são consideradas acumuladoras (Kabata-Pendias & Pendias 2001). No presente estudo, as plantas apresentaram concentrações de 0,3% no *topsoil* e na laterita exposta, e de 0,4% na laterita triturada. Quanto às concentrações nos substratos, os valores de Al trocável estão muito acima do encontrado para ambientes conhecidamente com altas concentrações de Al, como o cerrado. Haridasan (1987) apresenta as concentrações de Al, na camada superior do solo em diferentes fitofisionomias de cerrado. O cerrado *sensu stricto* apresentou as maiores concentrações de Al trocável, 108 ppm. Neste estudo, o Al trocável no *topsoil* foi aproximadamente 17 vezes superior (1898 ppm) ao encontrado por aquele autor, na laterita triturada duas vezes (265 ppm) e na exposta seis vezes (617 ppm), e apesar disso a espécie testada apresentou taxas satisfatórias de sobrevivência e crescimento nestes substratos.

Kabata-Pendias & Pendias (2001) apontam que comumente os níveis de Cr em plantas variam de 0,02 a 0,2 ppm, já Shaw *et al.* (2004) indicam concentrações superiores de 0,2 até 1 ppm, no entanto estes valores variam amplamente entre as espécies vegetais e em diferentes concentrações de Cr nos substratos. Remon *et al.* (2005) demonstram que espécies nativas desenvolvendo-se em uma área com altos níveis de contaminação por Cr, cujas concentrações no solo variaram entre 1000 e 2500 mg kg⁻¹, foram capazes de acumular até 5,7 ppm de Cr nas raízes e 4,5 ppm nas folhas. No presente estudo, apesar dos níveis de Cr do substrato estarem muito abaixo do apresentado anteriormente, entre 264 e 430 ppm, *E. erythropappus* foi capaz de acumular nas raízes 7,23 ppm de Cr para o tratamento com *topsoil* e 11,42 ppm para os tratamentos com laterita, valores muito acima dos encontrados por Remon *et al.* (2005).

Segundo Larcher (2000), a faixa de concentração de Fe considerada normal para tecidos vegetais é de 2 a 700 ppm, enquanto Gurevitch *et al.* (2002) indicam que as concentrações variam de 25 a 300 ppm. Neste estudo, as plantas no *topsoil* apresentaram concentração média de 4046 ppm, 5304 ppm na laterita triturada e 4279 ppm na laterita exposta. Os teores de V também estiveram acima do valor médio considerado para plantas superiores (1 ppm) e do comumente encontrado para espécies agrícolas, que variam de 0,0005 a 2,7 ppm (Kabata-Pendias & Pendias 2001). As concentrações de V observadas no presente estudo foram de 6 ppm para *topsoil*, 11 ppm laterita triturada e 8 ppm para laterita exposta, ou seja, bem acima dos valores de referência. Entretanto, estes dados devem ser interpretados com muita cautela, uma vez que plantas nativas possuem limites nutricionais diferentes

dos limites estabelecidos para plantas cultivadas e, com isso, os conceitos de deficiência e toxicidade estabelecidos na agricultura não devem ser aplicados indiscriminadamente para plantas nativas.

A fitoestabilização baseia-se na utilização de plantas para eliminar ou diminuir a concentração de metais tóxicos biodisponíveis no ambiente (Raskin *et al.* 1997). Segundo Salt *et al.* (1995) uma espécie para ser caracterizada como boa candidata para fitoestabilização deve tolerar altas concentrações de metais, imobilizar estes metais do solo através da absorção pelas raízes e apresentar baixa acumulação na parte aérea, eliminando assim a necessidade de manejo para retirada dos resíduos vegetais os quais podem retornar com o poluente para o solo. Em áreas mineradas, os substratos desnudos são mais susceptíveis a erosão e lixiviação, processos que dispersam metais poluentes para áreas adjacentes e contaminam corpos d'água. Uma solução simples para minimizar a mobilidade destes poluentes no ambiente é a revegetação da área com espécies de plantas tolerantes a metais (Salt *et al.* 1995). Neste sentido, *Eremanthus erythropappus* pode ser indicada como uma boa espécie para revegetação e fitoestabilização de Al e Fe em antigas minas de bauxita e ferro.

No caso do Cr e V, as plantas não foram submetidas à concentrações suficientemente altas destes elementos, pois estas se situaram dentro da faixa considerada normal para solos ferríferos, entre 69 e 540 ppm para Cr e 20 e 530 ppm para V (Kabata-Pendias & Pendias 2001). Dessa forma, apesar dos indícios de tolerância ao V e Cr, mais estudos, submetendo a espécie a diferentes concentrações destes elementos, são necessários.

E. erythropappus ainda foi avaliada quanto ao potencial de aplicação em fitoextração, técnica que se baseia na utilização de espécies hiperacumuladoras, com alta translocação de elementos para parte aérea, para extração de contaminantes do substrato (Pilon-Smits 2005).

Os elementos com altos coeficientes de translocação, como Mn e Sr, não foram acumulados em concentrações suficientemente elevadas para classificar a espécie vegetal como hiperacumuladora (Brooks 1998, Kabata-Pendias & Pendias 2001). *Phytolla acinosa*, espécie hiperacumuladora de manganês, foi capaz de acumular até 19300 ppm de Mn em suas folhas e 1202 ppm em suas raízes em uma área altamente contaminadas por Mn. Outra população desta mesma espécie desenvolvendo-se em área sem contaminação (solos com concentração de 593 ppm de Mn) acumulou este elemento em concentrações de 2140 ppm nas folhas e 271 ppm nas raízes (Xue *et al.* 2005). No presente estudo, *E. erythropappus* acumulou nas folhas 827 ppm de Mn no *topsoil*, 415 ppm na laterita triturada e 350 ppm na exposta, e nas raízes 90, 46 e 59 ppm, respectivamente. Estes valores estão muito abaixo do encontrado para espécies hiperacumuladoras mesmo em solos sem contaminação por Mn.

Para o Sr, a mesma situação foi observada. Sasmaz & Sasmaz (2009) ao estudarem o potencial de *Euphorbia macroclada*, *Verbascum cheiranthifolium* e *Astragalus gummifer* para fitorremediação

de Sr em minas de granito-sienito registraram concentrações médias na parte aérea e raízes de, respectivamente, 453 e 243 mg kg⁻¹ para *E. macroclada*, 149 e 106 mg kg⁻¹ para *V. cheiranthifolium* e 278 e 223 mg kg⁻¹ para *A. gummifer*. O presente estudo apresentou concentrações totais de Sr nos tecidos de *E. erythropappus* de 140 mg kg⁻¹ no *topsoil*, 152 mg kg⁻¹ na laterita triturada e 180 mg kg⁻¹ na exposta.

Aparentemente, a observada alta translocação de Mn e Sr, comparável as encontradas para espécies hiperacumuladoras (Xue *et al.* 2005, Li *et al.* 2006, Sasmaz & Sasmaz 2009), não está relacionada com mecanismos de detoxificação e sim com requerimentos nutricionais da espécie. Assim, como no presente trabalho, Soeltl (2009) em estudo com acumulação de metais por *Eremanthus erythropappus* em dois litotipos, quartzito e xisto, demonstrou a alta capacidade de translocação de Mn para parte aérea, sendo dentre os elementos analisados o com maiores valores de CT, 4,54 para quartzito e 2,99 para xisto. Sabe-se que o Mn é um nutriente essencial para o desenvolvimento de todas as plantas, exercendo importante função em processos de oxi-redução e na cadeia de transporte de elétrons da fotossíntese (Marschner 1986, Kabata-Pendias & Pendias 2001, Epstein & Bloom 2006). Possivelmente, o alto requerimento de Mn nos tecidos foliares de *E. erythropappus* se deve à importância deste elemento nos processos fotossintéticos e anti-oxidantes. No caso do Sr, diversos autores apontam que na maioria das vezes o acúmulo de Sr na parte aérea de plantas está relacionado com a deficiência de Ca no solo, uma vez que estes elementos compartilham diversas características físicas e químicas e competem entre si (Rediske & Selders 1953, Kabata-Pendias & Pendias 2001). De fato neste estudo as concentrações de Ca verificadas nos substratos testados estão muito abaixo do comumente encontrado para solos superficiais (15000 ppm) (Epstein 1972).

De forma geral, a espécie acumulou altas concentrações de macro e micronutrientes, exceto para o Fe, na parte aérea favorecendo a ciclagem de nutriente via deposição de serapilheira, processo fundamental para recuperação de solos degradados. Enquanto os metais pesados com potencial de contaminação de cursos d'água e áreas adjacentes, como Al, Cr, Fe, Ti e V, foram imobilizados nas raízes ou seja há pouco retorno destes elementos para o solo. A partir destas observações pode-se indicar *E. erythropappus* como uma espécie ideal para restauração e fitoestabilização de áreas de canga degradadas pela mineração de bauxita e ferro.

Em relação aos coeficientes de absorção biológica, as mudas foram capazes de acumular a maioria dos elementos, CAB > 1, exceto para o V, indicando que a espécie restringe a entrada deste elemento no organismo ou exporta ativamente para fora das raízes. De uma forma geral, os valores de CAB_{trocável} foram superiores aos de CAB_{total}, indicando que as mudas foram capazes de acumular os elementos em concentrações muito superiores à concentração do elemento prontamente disponível no substrato, ou seja, mesmo sob condições de baixa disponibilidade de elementos na fração trocável, as

plantas são capazes de aumentar a mobilidade e disponibilidade destes elementos presentes nas frações redutível e oxidável do substrato.

O CAB_{total} de Al (0,36), Cr (0,27) e Y (0,54) para *topsoil* demonstram uma estratégia de exclusão apesar dos demais tratamentos apresentarem $CAB_{total} > 1$ para estes elementos. Larcher (2000) aponta que plantas lenhosas durante as fases iniciais de crescimento podem apresentar desbalanço entre a absorção de minerais e a assimilação de carbono, aumentando a proporção de matéria seca em relação a incorporação de minerais. Dessa forma, o conteúdo mineral em função do incremento na matéria seca é observado em baixas concentrações durante um rápido crescimento, processo denominado efeito de diluição (Larcher 2000). Possivelmente, no presente estudo, a diferença entre os coeficientes de absorção de diferentes substratos deve-se ao efeito de diluição observado para o tratamento com maior produção de biomassa, o *topsoil*. Os dados de concentração de elementos multiplicada pela biomassa total (Figura 5.1 e 5.2) corroboram com esta observação, uma vez, que mesmo com menores valores de CAB maiores quantidades de Al, Cr e Y foram mobilizados pela *E. erythropappus* no *topsoil*. Dessa forma, o estoque de elementos no organismo vegetal reflete melhor o potencial da espécie em fitorremediação comparado aos CABs, sendo necessária muita cautela durante a interpretação destes coeficientes.

Os coeficientes de correlação entre o conteúdo total de elementos nos substratos e nas plantas ($Substrato_{(total)}-Planta$) e o conteúdo trocável nos substratos e nas plantas ($Substrato_{(trocável)}-Planta$) não diferiram entre si para um mesmo elemento, diferentemente do apresentado por (Chojnacka *et al.* 2005), em cujo estudo a relação de linearidade foi estabelecida apenas para relações entre o conteúdo trocável do solo e plantas. Neste estudo, os $CABs_{total}$ e $CABs_{trocável}$ apresentaram informações complementares. Sendo assim, apesar de alguns autores apontarem que os coeficientes de bioacumulação baseados nas concentrações de elementos fitodisponíveis no substrato ($CAB_{trocável}$) representam melhor a transferência de elementos no sistema solo-planta (Chojnacka *et al.* 2005) é fundamental a análise dos coeficientes em relação aos elementos disponibilizáveis (CAB_{total}). Além disso, neste estudo não foi possível estabelecer um modelo preditivo entre a concentração de metais nos substratos e nas plantas, este tipo de modelo possibilitaria se estimar a acumulação de metais por plantas em substratos contaminados mesmo antes do plantio. Segundo Chojnacka *et al.* (2005) este modelo preditivo é uma importante ferramenta para viabilizar projetos de fitorremediação, a medida que possibilitaria calcular aproximadamente a quantidade de metal que será extraída ou estabilizada no substrato, fornecendo importantes informações sobre o uso futuro da área e o potencial agrícola da mesma.

CAPÍTULO 6

CONCLUSÃO

A combinação de metodologias baseadas nas características do habitat referência e nos processos de regeneração natural da área degradada, como a aplicação de espécies nativas com ocorrência natural na área degradada e no habitat referência, a utilização de substratos disponíveis em grande quantidade nas áreas a serem restauradas e a aplicação de tratamentos culturais mínimos, pode facilitar a restauração de áreas de canga degradadas pela mineração de bauxita e ferro. Uma vez que as metodologias testadas se mostraram bastante eficientes para o período de estudo.

A comparação entre os tratamentos apontou o recobrimento da área minerada com *topsoil* como a melhor técnica para o plantio de mudas de *Eremanthus erythropappus*, seguida pela redução granulométrica da laterita. Tais resultados ressaltam a importância da conservação e utilização de *topsoil* em projetos de restauração, uma vez que este substrato apresenta uma série de características que favorecem o estabelecimento e desenvolvimento vegetal seja espontâneo ou induzido. Apesar disso, o alto teor de alguns metais, mesmo no solo não perturbado, limita o estabelecimento da maioria das espécies vegetais exóticas cultivadas, sendo necessária a seleção criteriosa das espécies vegetais para revegetação, priorizando a utilização de espécies nativas com ocorrência local na área a ser restaurada. Ademais é crucial a análise química do substrato a ser utilizado na restauração para determinar possíveis complicações que afetarão o estabelecimento e o crescimento de plantas durante o processo de restauração.

Por sua vez, a redução granulométrica da laterita, simulando a textura do solo na área em regeneração espontânea, se mostrou uma técnica promissora para revegetação, mesmo que mais lento que o potencial encontrado com o uso do *topsoil*, principalmente em áreas mineradas, as quais apresentam *topsoil* escasso e muitas vezes insuficiente para o recobrimento de toda a área a ser restaurada.

Aparentemente, *E. erythropappus*, assim como outras espécies pioneiras, exerce forte influência sobre a dinâmica de elementos nos substratos, e mesmo em substratos altamente distróficos, é capaz de manter seus níveis internos de nutrientes em faixas consideradas adequadas para o desenvolvimento vegetal. Além disso, a modificação das características físicas e químicas do substrato, resultante do processo de desenvolvimento da planta, especialmente raízes, pode favorecer o estabelecimento de outras espécies vegetais facilitando a regeneração na área degradada. Estas e outras características ecológicas, como capacidade de colonizar diversos ambientes, alta produção de

biomassa e abundante produção de sementes, favorecem a utilização de *Eremanthus erythropappus* em revegetação e fitorremediação de áreas degradadas pela mineração de bauxita e ferro.

Por fim, as características de absorção e acúmulo de elementos nos tecidos de *Eremanthus erythropappus* sugerem que esta espécie tem potencial para fitoestabilização dessas áreas mineradas, uma vez que a espécie apresentou bom desenvolvimento em campo, tolerando as condições edáficas locais, e imobilizou altas concentrações de Al e Fe em suas raízes. No entanto, mais estudos, especialmente de longo prazo, são necessários para determinar as relações entre as concentrações de elementos no tecido vegetal e substrato, particularmente em condições controladas de temperatura e umidade, e, dessa forma fortalecer a hipótese de aplicabilidade de *E. erythropappus* em fitorremediação.

Referências

- Alkmim, F. F. & Marshak, S. 1998 . The Transamazonian orogeny in the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil: Paleoproterozoic Collision and Collapse in the Southern São Francisco Craton region. *Precambrian Research*, **90**: 29-58.
- Allen, E., W. W. Covington, and D. A. Falk. 1997. Developing the conceptual basis for restoration ecology. *Restoration Ecology* **5**: 275-276.
- Alloway B.J. 1990. Heavy metals in soils. John Wiley & Sons, Inc. New York.339 p.
- Andersen M. K, Raulund-Rasmussen K., Strobel B. W., Hansen H. C. B.. 2004. The effects of tree species and site on the solubility of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in soils. *Water, Air, and Soil Pollution* **154**: 357–370.
- Aronson, J., S. Dhillon, and E. Le Floch. 1995. On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect; a reply to Pickett and Parker. *Restoration ecology* **3**:1–3.
- Ashby, W.C. 1997. Soil Ripping and Herbicides Enhance Tree and Shrub Restoration on Stripmines. *Restoration Ecology* **5**: 1-177.
- Baker, A.J.M. 1981. Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.* **3**: 643.
- Barbosa A. L. M. 1968. Contribuições recentes à geologia do Quadrilátero Ferrífero. SBG-MG, reimpressão (1985): UFMG, Instituto Geociência, Depto Geol., 44 p.
- Benites, V. M., Schaefer, C. E. G. R., Simas, F. N. B., Santos H. G. 2007. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. *Revista Brasileira de Botânica*, **30** : 569-577
- Berrow, M. L., M. J. Wilson, and G. A.Reaves. 1978. Origin of Extractable Titanium and Vanadium in the A Horizons of Scottish Podzols. *Geoderma* **21**:89-103
- Boulangé, B., Carvalho A., Varajao, C. A. C.,Varajão, A. F. , 1997. The bauxite of the Quadrilátero Ferrífero, 165-194. in *Brazilian bauxites* , Eds. A. Carvalho *et al.*, USP-FAPESP-ORSTOM, São Paulo: 165-194
- Bradshaw, A. D. 1984. Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Planning* **11**: 35-48.
- Bradshaw, A. D. 2002. Introduction - An Ecological Perspective. Pages 1 – 6 in M.H. Wong, A.D. Bradshaw, editors. *The restoration and management of derelict land : modern approaches*. World Scientific Publishing, Singapore.
- Bradshaw, A., 1997. Restoration of mined lands - using natural processes. *Ecological Engineering*, **8**, 255-269.
- Brady N.C. & R. R. Weil. 2008. *The Nature and Properties of Soils*. 14 ed. Upper Saddle River, New Jersey.
- Brewer, J.S., and T. Menzel. 2009. A Method for Evaluating Outcomes of Restoration When No Reference Sites Exist. *Restoration Ecology* **17**: 4-11.
- Brooks, R. R., M. F. Chambers, L. J. Nicks, and B. H. Robinson. 1998. Phytomining. *Trends in Plant Science* **3**:359-0362.
- Bunzl, K.; Alberts, B.; Schimmack, W.; Belli, M.; Ciuffo, L. And Menegon, S. 2000. Examination of a relationship between ¹³⁷Cs concentration in soils and plant from alpine pastures. *Journal of Environment Radioactivity*. **48**: 145-158.
- CEMIG-Companhia energética de Minas Gerais. 2002. Relatório de controle ambiental (RCA), Usina Hidrelétrica de Rio de Pedras, Itabirito-MG. Consultoria Ambiental e Engenharia LTDA, Belo Horizonte-MG, 112p.
- Chambers, J. C., R. W. Brown, and B. D. Williams. 1994. An evaluation of reclamation success on Idaho's phosphate mines. *Restoration Ecology* **2**: 4–16.
- Chaney, R. L., M. Malik, Y. M. Li, S. L. Brown, E. P. Brewer, J. S. Angle and A. J. M. Baker. 1997. Phytoremediation of Soil Metals. *Current Opinions in Biotechnology* **8**:279-284.

Machado, N.A.M, 2011, Metodologias alternativas para facilitação da restauração de áreas de canga...

- Chojnacka, K. *et al.*, 2005. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants. *The Science of the total environment*, **337**:175-82.
- Cosio C & Keller C 2004. Hyperaccumulation of cadmium and zinc in *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri* at the leaf cellular level. *Plant Physiol* **134**:716-725
- Costa M.R.C.; Herrmann, G, Martins, C.S.; Lins, L.V. & Lamas, I.R. (orgs.) 1998. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 94 p.
- Craw, D, C. G. Rufaut, S. Hammit, S. G. Clearwater, and C. M. Smith. 2007. Geological controls on natural ecosystem recovery on mine waste in southern New Zealand. *Environmental Geology* **51**:1389-1400.
- Derby O. A. 1906. The Serra of Espinhaço. *Journal of Geology*. **14**: 374-401.
- DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral 2006. Sumário Mineral. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 122 p.
- Dongmei, L. & Changqun, D., 2008. Restoration potential of pioneer plants growing on lead-zinc mine tailings in Lanping, southwest China. *Journal of Environmental Sciences*, **20**:1202-1209.
- Dorr II, J. V. N. 1957. Reservas estimadas de minérios de ferro no quadrilátero ferrífero, Minas Gerais. DNPM, Rio de Janeiro, 28 p.
- Dorr II, J. V. N. 1969. Physiographic, stratigraphic and structural development of the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. USGS/DNPM. *Professional Paper*, 110p.
- Dorr II, J.V.N., Barbosa, A.L.M. 1963. Geology and ore deposits of the Itabira District, Minas Gerais, Brazil. USGS. 110p.
- Eastham, J., and T. I. M Morald. 2006. Effective nutrient sources for plant growth on bauxite residue: Evaluating the response to inorganic fertilizers. **171**: 315-331.
- Eastham J, Morald T, Aylmore P (2006) Effective nutrient sources for plant growth on bauxite residue: II. Evaluating the response to inorganic fertilizers. *Water, Air and Soil Pollution* **171**, 315-331.
- Ehleringer, J. R., Sandquist, D. R. 2006. Ecophysiological Constraints on Plant Responses in a Restoration Setting. In: Falk, D. A., Palmer, M.A., Zedler, J. B.; 2006. Foundations of restoration ecology , Island Press. Washington, D.C, USA.577 p.
- Ehrenfeld, J.G. & Toth, L.A., 1997. Restoration Ecology and the Ecosystem Perspective. *Restoration Ecology*, **5** (4), 307-317.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. Manual de métodos de análise de solos. 2nd ed., Rio de Janeiro:EMBRAPA, 212p.
- Epstein E. 1972. Mineral nutrition of plants. Wiley, New York
- Epstein, E.; Bloom, A.J. 2006. Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas. 2.ed. Londrina: Planta, 403p.
- Ernst, W. H. O. 2005. Phytoextraction of mine wastes – Options and impossibilities. *Chemie der Erde - Geochemistry*, **65**: 29-42.
- Fergusson, J.E. 1990. The heavy elements: Chemistry, environmental impact and health effects.Pergamon Press.
- Folk, R. L. 1965. Petrology of Sedimentary Rocks. Hemphill Publishing Company, Austin, Texas.
- Fujaco M.A.G. 2007. Influência dos diferentes tipos de substrato e da geomorfologia na distribuição e no comportamento ecológico das espécies nativas *Eremanthus incanus* (Less.) Less *Eremanthus erythropappus* (DC) McLeisch, na área do Parque Itacolomi, Ouro Preto/MG. Departamento de Geologia da Escola de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto, Dissertação de Mestrado, 108 p.
- Fundação Biodiversitas. 1997. Lista das espécies presumivelmente ameaçadas de extinção da flora do estado de Minas Gerais. URL <http://www.biodiversitas.org.br/listasmg/index.asp>
- Ghose M.K. 2001. Management of topsoil for geoenvironmental reclamation of coal mining areas. *Environmental geology*, **40**: 1405-1410.
- Ginocchio R, Baker AJM (2004) Metallophytes in Latin America: a remarkable biological and genetic resource scarcely known and studied in the region. *Revista Chilena de História Natural*, **77**:185–194

- Grant, C.D., Ward, S.C. & Morley, S.C., 2007. Return of Ecosystem Function to Restored Bauxite Mines in Western Australia. *Restoration Ecology*, 15(4), 94-103.
- Greger, M. 2004. Metal availability, uptake, transport and accumulation in plants. **In:** Prasad, M.N.V.(Ed.) *Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystem*. Springer, India, 462 p.
- Guimarães D. 1931. Contribuição à Geologia do Estado de Minas Gerais, Brasil. Dept. P.M., Serviço Geológico e Mineralógico do Brasil, Bol., 55: 36p
- Guimarães R.B. 2005. Desenvolvimento de um Aplicativo para Estimativa de Custo de Fechamento de Mina. Departamento de Engenharia de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto, Dissertação de Mestrado, 72 p.
- Gurevitch J., Scheiner S.M., Fox G.A. 2002. *The ecology of plants*. Sunderland, MA: Sinauer 2 ed. Associates Inc.
- Hall, J.L., 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53 1-11.
- Hall, S. L., C.D. Barton, and C. C. Baskin. 2009. Topsoil Seed Bank of an Oak-Hickory Forest in Eastern Kentucky as a Restoration Tool on Surface Mines. *Restoration Ecology*. 18: 834-842.
- Haridasan, M. 1987. Distribution and mineral nutrition of aluminium accumulating species in different plant communities of the cerrado region of central Brazil. pp. 309 -348. **In:** San Jos, J.J. Montes, R. (eds.) *La Capacidad Bioproductiva de Sabanas*. I.V.I.C., Caracas, Venezuela. 545p.
- Haridasan, M. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*. 12: 54-64.
- Harris, M., & P. Rengasamy. 2004. Treatment of a potential soil capping for open-cut mines: Influence of prior management on responses to a phyto-organic amendment. *Environmental Geology*. 46: 15–21.
- Herath, D. N., B. B. Lamont, N. J. Enright, and B. P. Miller. 2009. Comparison of Post-Mine Rehabilitated and Natural Shrubland Communities in Southwestern Australia. *Restoration Ecology*. 17: 577-585.
- Holmes, P.M. 2001. Shrubland restoration following woody alien invasion and mining: Effects of topsoil depth, seed source, and fertilizer addition. *Restoration ecology*. 9: 71–84.
- Huxley J. 1932. *Problems of Relative Growth*. Methuen, Londres. 276p.
- IBAMA- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1990. *Manual de Recuperação de áreas degradadas pela mineração*. Brasília, 96p.
- IBRAM- Associação Brasileira de Mineração. 2010. *Information and Analysis of the Brazilian Mineral Economy*. URL <http://www.ibram.org.br>
- Jacobi, C. M., F. F. Carmo, R. C. Vincent, and J. R. Stehmann. 2007. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodiversity and Conservation*. 16: 2185-2200.
- Jacobi, C.M., Do Carmo, F.F. & Vincent, R.D., 2008. Estudo Fitossociológico de uma Comunidade Vegetal sobre Canga como Subsídio para a Reabilitação de Áreas Mineradas no Quadrilátero Ferrífero, MG. *Revista Árvore*, 32(2), 345-353.
- Jasper, D.A. 2007. Beneficial Soil Microorganisms of the Jarrah Forest and Their Recovery in Bauxite Mine Restoration in Southwestern Australia. *Restoration Ecology*. 15: 74-84.
- Kabata - Pendias A. & Pendias H. 2001. *Trace elements in soils and plants*. Florida, CRC Press. 315p.
- Kew, G. A., F. C. Mengler, and R. J. Gilkes. 2007. Regolith strength, water retention, and implications for ripping and plant root growth in bauxite mine restoration. *Restoration Ecology*. 15: S54–S64.
- Köppen, W. 1931. *Climatologia*. México, Fundo de Cultura Econômica.
- Kozovits A. R., M. M. C. Bustamante, C. R. Garofalo, S. Bucci, A. C. Franco, G. Goldstein, F. C. Meinzer. 2007. Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical Savanna. *Functional Ecology* 21: 1034-1043.

Machado, N.A.M, 2011, Metodologias alternativas para facilitação da restauração de áreas de canga...

- Lamego F.P. & Vidal R.A. 2007. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição? *Pesticidas: revista de ecotoxicologia e meio ambiente*, **17**: 9-18.
- Larcher W. 2000. *Ecofisiologia Vegetal*. Editora Rima Artes e Textos, São Carlos. 531p.
- Lavelle, P.; Spain & A.V. 2001. *Soil ecology*. Dordrecht: Kluwer Academic, 654p.
- Li, X., H. Xiao, M. Z. He, and J. Zhang. 2006. Sand barriers of straw checkerboards for habitat restoration in extremely arid desert regions. *Ecological Engineering*. **28**:149-157.
- Luz, A. B.; Sampaio, J. A.; Almeida, S. L. M. de 2002. *Tratamento de Minérios - Quarta Edição*. 3. ed. Rio de Janeiro: Centro de Tecnologia Mineral-CETEM, v. 1. 867 p.
- Marschner, H. 1986. *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, London.
- Medeiros, R. A. & Haridasan, M. 1985. Seasonal variations in the foliar concentration of nutrients in some aluminium-accumulating species of the cerrado region of central Brazil. *Plant and Soil* **88**:433-436.
- Mengler, F. C., G. Kew, R. Gilkes, and J. Koch. 2006. Using instrumented bulldozers to map spatial variation in the strength of regolith for bauxite mine floor rehabilitation. *Soil & Tillage Research*. **90**: 126-144.
- Mertens, J. *et al.*, 2007. Tree species effect on the redistribution of soil metals. *Environmental pollution*, **149**:173-81.
- Michener W. 1997. Quantitatively evaluating restoration experiments: research design, statistical analysis, and data management considerations. *Restoration ecology*, **5(4)** 324-337.
- Mitchell, R. J., R. H. Marrs, M. G. Le Due, and M. H. D. Auld. 1999. A study of the restoration of heathland on successional sites: Changes in vegetation and soil chemistry properties. *Journal of Applied Ecology*. **36**: 770-783.
- Moreira, P.R. 2004. Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas à recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG. Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho" Campus de Rio Claro, Tese de Doutorado, 139p.
- Moutte J., Analysis of geological materials by ICP-AES in department of geology, Saint-Etienne School of Mines. **1** : 1-19, <http://www.emse.fr/~moutte/enplasma/IcpReportEng.pdf>
- Müller, I., Schmid, B., Weiner, J. 2000. The effect of nutrient availability on biomass allocation patterns in 27 species of herbaceous plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **3/2**: 115-127.
- Mulligan, C.N., Yong, R.N., Gibbs, B.F., 2001. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology*, **60** - 193:207
- Nalini Jr., H. A. 1993. Análise estrutural descritiva e cinemática do Flanco Sul e terminação periclinal do Anticlinal de Mariana e adjacências, região sudeste do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brasil. Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. Dissertação de Mestrado, 132p.
- Palmer, M.A., Ambrose, R.F. & Poff, N.L., 1997. Ecological Theory and Community Restoration Ecology. *Restoration Ecology* **5(4)**, 291-300.
- Parker, V.T., 1997. The scale of successional models and restoration objectives. *Restoration Ecology*, **5(4)**, 301-306.
- Pavinato, P.C. & Rosolem, C.A. 2008. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. *R. Bras. Ci. Solo*, **32**:911- 920,
- Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, **56**, 15-39.
- Prasad, M.N.V. Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystem. Springer, India, 462 p.
- Raskin, I., Smith, R.D. & Salt, D E, 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment, *Curr. Opin. Biotechnol.*, **8**:221-226.
- Rauret, G.; López-Sánchez, J. F.; Lück, D.; Yli-Halla, M.; Muntau, H.; Quevauviller, Ph., 2001. The certification of the extractable contents (mass fractions) of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in freshwater sediment following sequential extraction procedure - BCR 701, BCR information reference material, European Commission Brussels, Belgium

- Rediske J. H. & Selders A. A. 1953. The Absorption and Translocation of Strontium by Plants, *Plant Physiology*, **28**:594-605.
- Remon E., Bouchardon J.L, Cornier B., Guy B., Leclerc J.C., Faure O. 2005. Soil characteristics, heavy metal availability and vegetation recovery at a former metallurgical landfill: Implications in risk assessment and site restoration, *Environmental Pollution* **137**:316 -323
- Renger, F.E., Noce, C.M. & Machado, N., 1994. Evolução Sedimentar do Supergrupo Minas: 500 Ma. de Registro Geológico no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brasil. *Geonomos*, 2(1), 1-11.
- Renger, F.E. 2005. Quadro Geognóstico do Brasil de Wilhelm Ludwig von Eschwege: Breves comentários à sua visão da Geologia no Brasil. *Geonomos*, 13 (1,2): 91-95.
- Ricklefs, R. E. 1996. A economia da natureza: um livro-texto em ecologia básica. 3ª edição. Rio de Janeiro, pp. 357-358.
- Salt, D.E. *et al.*, 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Nature Biotechnology*, **13**:468–474.
- Sasmaz A. & Sasmaz M. .2009. The phytoremediation potential for strontium of indigenous plants growing in a mining area. *Environmental and Experimental Botany*, **67**:139–144
- Scarano, F.R. 2007. Rock outcrop vegetation in Brazil: a brief overview. *Revista Brasileira de Botânica*. **30**:561–568.
- Schaefer ,C. E. G. R., Mendonça B. A. F. de, Corrêa G. R., Ribeiro, A. S. S. 2008. Solos desenvolvidos sobre canga ferruginosa no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. I Simpósio: Afloramentos Ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Belo Horizonte –MG.
- Scoloro, J. R.; Oliveira, A. D.; Davide, A. C., Camolesi, J. F. 2003. *Manejo Sustentado das Candeias. Eremanthus erythropappus (DC) Macleish e Eremanthus incanus (Less.) Less.* Departamento de Ciências Florestais. Universidade Federal de Lavras. Relatório Técnico Científico. 43p.
- SER (Society for Ecological Restoration, Science & Policy Working Group). 2002. The SER Primer on Ecological Restoration. SER, Tucson, AZ.
- Shaw B.P, Sahu S.K., Mishra R.K. 2004. Heavy metal induced oxidative damage in terrestrial plants. **In**: Prasad, M.N.V.(Ed.) Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystem. Springer, India,462 p.
- Soares, C.R.F.S. et al. 2001. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caules e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. *Rev.Bras. Fisiol. Veg.*, **13**:302-315.
- Soeltl, T. M. 2009. Caracterização edáfica e vegetacional de espécies de *Eremanthus* (Asteraceae) sob litotipos distintos na Floresta Estadual do Uaimií-MG. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais.
- Stehmann, J.R. & A.M. Oliveira. 2007. Levantamento da flora do campo rupestre sobre canga hematítica couraçada remanescente na Mina do Brucutu, Barão de Cocais, Minas Gerais. *Rodriguésia* **58**: 775-786.
- Susarla, S., Medina, V.F. & Mccutcheon, S.C. 2002. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*, **18** : 647- 658.
- Szota, C., E. J. Veneklaas, J. M. Koch, and H. Lambers. 2007. Root architecture of jarrah (*Eucalyptus marginata*) trees in relation to postmining deep ripping in Western Australia. *Restoration Ecology* **15**:S65–S73.
- Taiz L. & Zeiger E. 2002. Plant physiology. 3.ed. Sunderland: Sinauer Associates, p.423-460.
- Tardy Y. 1993. *Pétrologie des Latérites et des Sols Tropicaux*. Masson, Paris. 459p.
- Teixeira, W. A.; Lemos Filho, J. P. Metais pesados em folhas de espécies lenhosas colonizadoras de uma área de mineração de ferro em Itabirito, Minas Gerais. *Revista Árvore*, **22** : 381-387, 1998.
- Tonetti, O. A. O.; Davide, A. C.; Silva, E. A. A. 2006. Qualidade física e fisiológica de sementes de *Eremanthus erythropappus* (DC.) Mac. Leish. *Rev. bras. sementes*, **28**: 144-121.
- Tordoff G.M. *et al.* 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*. **41**: 219-228.

Machado, N.A.M, 2011, Metodologias alternativas para facilitação da restauração de áreas de canga...

- UFV/IEF. 2005. Zoneamento Ecológico da Área de Proteção Ambiental Estadual Cachoeira das Andorinhas, Ouro Preto, Minas Gerais: Relatório do meio físico: geologia, solos e geomorfologia. Universidade Federal de Viçosa, 126p.
- Valladares, F., E. Gianoli, and J. M. Gómez. 2007. Ecological limits to plant phenotypic plasticity. *The New phytologist*. **176**: 749-63.
- Varajão, C. A. C. 1988. Estudo comparativo das jazidas de bauxita do Quadrilátero Ferrífero, MG. Dissertação de Mestrado, USPIG. 213p.
- Venables W.N., Ripley B.D., "Modern Applied statistics with S", Springer Verlag, New York, 2002.
- Viana P.L. & Lombardi J. A. 2007. Florística e Caracterização dos Campos Rupestres sobre Canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, 58: 159-177.
- Vincent, R. C.; Jacobi, C. M. & Antonini, Y., 2002. Diversidade na adversidade. *Ciência Hoje* , **185**:64-67.
- Ward, S., J. Koch, and G. Ainsworth. 1996. The effect of timing of rehabilitation procedures on the establishment of a Jarrah Forest after bauxite mining. *Restoration ecology*. **4**: 19–24.
- Watmough S. A., Dillon P. J., Epova E. N.. 2004. Metal partitioning and uptake in central Ontario forests. *Environmental Pollution* **134**: 493–502
- Wei S, Silva J. A. T. da & Zhou Q., 2008. Agro-improving method of phytoextracting heavy metal contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, 150:662-668.
- Wentworth, C.K., 1922. A scale of grade and class terms of clastic sediments. *Journal of Geology*., 30:377-392.
- White W. M. (ed). 2007. *Geochemistry*. John-Hopkins University Press, 701p.
- White, P. & Walker, J., 1997. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology*, **5(4)** 338-349.
- Whiting S. N., R. D. Reeves, D. Richards, M. S. Johnson, J. A. Cooke, F. Malaisse, A. Paton, J. A. C. Smith, J. S. Angle, R. L. Chaney, R. Ginocchio, T. Jaffré, R. Johns, T. McIntyre, O. W. Purvis, D. E. Salt, H. Schat, F. J. Zhao, and A. J. M. Baker. 2004. Research Priorities for Conservation of Metallophyte Biodiversity and their Potential for Restoration and Site Remediation. *Restoration Ecology*. **12**: 106-116.
- Wong M. H., 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, **50**: 775-780.
- Xue S. G., Chen Y. X., Baker A. J. M., Reeves R. D., Xu X. H., Lin Q. 2005. Manganese uptake and accumulation by two populations of *Phytolacca acinosa* roxb. (phytolaccaceae). *Water, Air, and Soil Pollution* **160**: 3–14,
- Zeitouni, C.F., 2003. Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um latossolo vermelho amarelo distrófico. Dissertação de mestrado, Instituto Agronômico, Campinas, São Paulo.

Apêndice I

Tabela I.1: Concentração de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais comumente encontrado em plantas superiores em substratos sem contaminação (mg kg⁻¹ ou ppm).

Elemento	Faixa de concentração	Referência
Macronutrientes		
Ca	1000 - 60000	Marschner (1986), Epstein & Bloom (2006)
K	100 - 80000	Larcher (2000), Epstein & Bloom (2006)
Mg	500-10000	Epstein & Bloom (2006)
P	100 - 10000	Larcher (2000)
S	600 - 15000	Larcher (2000), Epstein & Bloom (2006)
Micronutrientes		
Cu	2 - 50	Epstein & Bloom (2006)
Fe	2 - 1000	Larcher (2000), Kabata-Pendias & Pendias (2001)
Mn	3 - 1000	Larcher (2000), Epstein & Bloom (2006)
Zn	1 - 400	Larcher (2000)
Não essenciais		
Al	40 - 500	Larcher (2000)
Ba	1 - 198	Kabata-Pendias & Pendias (2001)
Cr	0,02 - 1	Kabata-Pendias & Pendias (2001), Shaw <i>et al.</i> (2004)
Na	20 - 1500	Larcher (2000)
Pb	0,1 - 20	Larcher (2000), Kabata-Pendias & Pendias (2001)
Sr	3 - 400	Larcher (2000)
Ti	0,15 - 80	Kabata-Pendias & Pendias (2001)
V	0,0005 - 2,7	Kabata-Pendias & Pendias (2001)
Y	0,01 - 3,5	Kabata-Pendias & Pendias (2001)

Anexo I

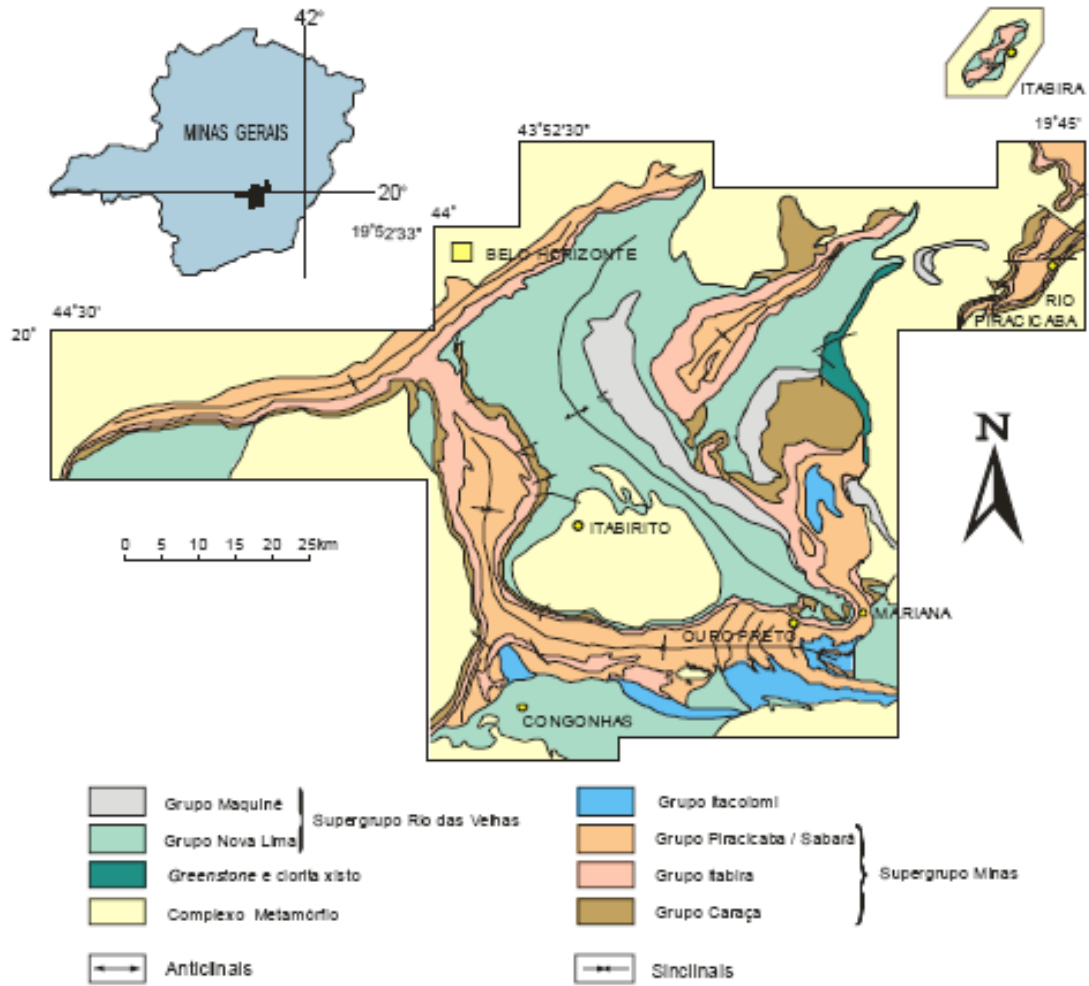


Figura I 1: Mapa Geológico do Quadrilátero Ferrífero (modificado de Door 1969).