

MILENA BORGES SANTA BRIGIDA

**USO DE COMPOSTO ORGÂNICO E ESPÉCIES VEGETAIS PARA
CONDICIONAMENTO DE REJEITO DE BENEFICIAMENTO DE MINÉRIO
DE FERRO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de Magister Scientiae.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2014

Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade Federal
de Viçosa - Campus Viçosa

T

Brígida, Milena Borges Santa, 1983-
B854u Uso de composto orgânico e espécies vegetais para
2014 condicionamento de rejeito de beneficiamento de minério de ferro /
Milena Borges Santa Brígida. - Viçosa, MG, 2014.
xi, 58f. : il. ; 29 cm.

Orientador: Luiz Eduardo Dias.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Ferro - Minas e Mineração. 2. Solos. 3. Revegetação. 4.
Recuperação da terra. 5. Gramíneas. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Solos. Programa de Pós-graduação em Solos e
Nutrição de Plantas. II. Título.

CDD 22. ed. 631.64

MILENA BORGES SANTA BRIGIDA

**USO DE COMPOSTO ORGÂNICO E ESPÉCIES VEGETAIS PARA
CONDICIONAMENTO DE REJEITO DE BENEFICIAMENTO DE MINÉRIO
DE FERRO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de Magister Scientiae.

APROVADA: 29 de setembro de 2014.

Igor Rodrigues de Assis
(Coorientador)

Maurício Dutra Costa
(Coorientador)

Silvio Brienza Júnior

Luiz Eduardo Dias
(Orientador)

Às pessoas essenciais da minha vida:

Aos meus pais, Manoel Gonzaga e Maura,

Aos meus irmãos, Ailton e Anselmo.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelas maravilhas que tem feito em minha vida e pela intercessão de Maria Santíssima.

Aos meus pais, Manoel Gonzaga e Maura, pelo grande incentivo na busca de conhecimento e por todo amor e atenção que sempre me dedicaram. Aos meus irmãos, Ailton e Anselmo, pelo companheirismo, pela compreensão e amizade. Aos meus sobrinhos lindos, Mikael e João Murilo, por ser a alegria da minha vida. Amo vocês!

Ao meu querido Gilmar Rocha, pelo amor, carinho de sempre e grandes incentivos no crescimento profissional.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV), pela oportunidade oferecida para a realização deste trabalho.

Ao Professor Luiz Eduardo Dias, pela sua orientação, apoio e aprendizado repassado durante o período de ensino na UFV.

Ao Professor Maurício Dutra Costa, pelas valiosas sugestões sempre tão orientadoras, pelos incentivos e ensinamentos.

Ao Professor Igor Rodrigues de Assis, pelo apoio nos trabalhos realizados em campo e no laboratório de Solos - DPS/UFV e pela disponibilização de sempre, em ensinar. Obrigada!

Ao Dr. Silvio Brienza Júnior, pelo grande incentivo, conhecimentos e pela confiança em mim depositada. Agradeço de coração. Valeu mesmo! “Capiche”?

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, que contribuíram para minha formação acadêmica.

Aos técnicos do laboratório do Departamento de Solos, em especial ao Carlos Fonseca, Paulo Roberto, José Brás, Luiz Carlos (Lula), Cardoso e Beto, pelo auxílio nas análises das amostras.

Às amigas, Andreia Scalabrin, Priscila Neves e Jéssica Aires, que mesmo distante torcemos pelo sucesso umas das outras, grata pelos ensinamentos compartilhados e, principalmente pelo carinho de irmãs-amigas sempre.

À Roseli Pinheiro e a sua família pelo acolhimento, carinho e pelas orações.

À Rita Maria e Gustavo Magalhães, pela grande ajuda no trabalho de campo e pelas sugestões.

Aos amigos Christiane Melo, Fernanda Zeidan, Aridiano, Lauana, Sérgio Díaz, Wedisson Santos, Camila, Léo, Ana Cláudia, pela amizade, pela troca de conhecimento, pelas discussões científicas e pelos momentos de alegria e descontração.

BIOGRAFIA

MILENA BORGES SANTA BRÍGIDA, filha de Manoel Gonzaga Lisboa Santa Brígida e Maura Borges Santa Brígida, nasceu em Belém, Pará, em 06 de setembro de 1983.

No município de Belém, cursou o primário no Instituto Adventista Grão Pará. De 1997 a 2000, completou os ensinamentos fundamental e médio na Escola Pedro Amazonas Pedroso.

Em maio de 2002, iniciou o curso na Escola Agrotécnica Federal Presidente Juscelino Kubitschek, colando grau em janeiro de 2004 como técnica Florestal.

Em março de 2006, iniciou o curso superior na Universidade Federal Rural da Amazônia, UFRA, Belém, Pará, formando em agosto de 2010 como Engenheira Agrônoma.

Em maio de 2012, iniciou o curso de Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas da Universidade Federal Viçosa, UFV, defendendo dissertação em setembro de 2014.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	x
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	01
2. BIBLIOGRAFIA.....	06
CAPÍTULO 1.....	11
Estoque de carbono em rejeito de mineração de ferro em função de doses de composto orgânico e composição vegetal.....	
1. INTRODUÇÃO.....	11
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	13
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	18
3.1. Biomassa Vegetal.....	18
3.2. Matéria Orgânica Leve (MOL).....	21
3.3. Estoque de Carbono.....	24
4. CONCLUSÕES.....	28
5. BIBLIOGRAFIA.....	29
CAPÍTULO 2.....	33
Atividade biológica em rejeito de mineração de ferro sob diferentes doses de composto orgânico e composições vegetais.....	
1. INTRODUÇÃO.....	33
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	36
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42

3.1. Taxa Respiratória.....	42
3.2. Carbono da Biomassa Microbiana.....	45
3.3. Enzimas.....	47
4. CONCLUSÕES.....	51
5. BIBLIOGRAFIA.....	52
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	57

RESUMO

BRIGIDA, Milena Borges Santa, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, setembro de 2014. **Uso de composto orgânico e espécies vegetais para condicionamento de rejeito de beneficiamento de minério de ferro.** Orientador: Luiz Eduardo Dias. Coorientadores: Igor Rodrigues de Assis e Maurício Dutra Costa.

O setor mineral desempenha papel fundamental no desenvolvimento da economia e na qualidade de vida de um país. No entanto, contribui para formação de passivos ambientais, como a geração de barragens de depósito de rejeito de beneficiamento do minério. Esse substrato (rejeito) geralmente apresenta características físicas, químicas e biológicas que dificultam o estabelecimento de vegetais. Assim, o objetivo deste trabalho foi o de avaliar o efeito de doses de composto orgânico (CO) e uso de diferentes composições vegetais como condicionadores de rejeito de mineração de ferro, visando a recuperação ambiental desta área. O experimento foi montado na barragem de rejeito denominada Furquilha III, localizada no município de Ouro Preto, MG. Foi utilizado o esquema de parcelas subdivididas, sendo testado nas parcelas as doses de CO (0; 4,17; 8,33 e 16,67 t ha⁻¹) e nas subparcelas, diferentes combinações de espécies (Gramíneas nativas; Exóticas; Gramíneas nativas-Exóticas), em um arranjo experimental em blocos casualizados, com três repetições. As avaliações consistiram de caracterizações químicas e microbiológicas de amostras do substrato e variáveis de crescimento vegetal. O maior aporte de biomassa vegetal sobre o substrato ocorreu para os tratamentos com presença de exóticas e gramíneas nativas-exóticas na maior dose de CO, sugerindo que estas combinações são mais eficientes na recuperação deste ambiente. Os tratamentos com gramíneas nativas proporcionaram maiores teores de

matéria orgânica leve e também de carbono orgânico total no substrato. Neste caso, as raízes assumem papel principal na estocagem de carbono, sendo mais expressivo do que o carbono (C) proveniente da biomassa da parte aérea. A aplicação de CO nas doses 4,17 e 8,33 t ha⁻¹ estimulou maior decomposição da matéria orgânica nas parcelas com estas doses, independente das combinações de espécies, consequentemente acarretando maiores perdas de carbono. Por outro lado, a dose mais elevada (16,67 t ha⁻¹) induziu incrementos nos estoques de carbono do substrato. Este fato pode ser justificado pela maior entrada de carbono no sistema e pela qualidade do material orgânico aplicado. Independente da composição vegetal introduzida, houve menor perda de C-CO₂ para a atmosfera e maior imobilização de C pelos microrganismos quando o rejeito foi submetido a uma dose mais elevada de CO. A fosfatase ácida apresentou maior atividade quando o rejeito foi submetido a uma revegetação com gramíneas nativas na dose de 16,67 t ha⁻¹ e a urease quando na presença das exóticas e gramíneas nativas-exóticas, independente da dose de CO. Os resultados demonstram que essas enzimas são influenciadas pelo carbono da biomassa microbiana e carbono orgânico total do substrato, indicando que esses compartimentos de C do rejeito são essenciais para a disponibilização de fósforo e nitrogênio em áreas onde esses nutrientes são limitados.

ABSTRACT

BRIGIDA, Milena Borges Santa, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, September, 2014. **Use of organic compost and plant species for conditioning tailing iron ore beneficiation.** Advisor: Luiz Eduardo Dias. Co-advisors: Igor Rodrigues de Assis and Maurício Dutra Costa.

The mining sector plays a key role in the economic development and quality of life of a country. However, it gives rise to environmental liabilities such as ore-processing residues stored in tailing dams. This substrate (tailing) generally has physical, chemical and biological characteristics that prevent plant establishment. The objective of this study was to evaluate the effect of organic compost (CO) rates and the use of plant species compositions as conditioners of iron mining tailings, for an environmental remediation of this area. The experiment was installed on the tailing dam called Furquilha III, located in the municipality of Ouro Preto, Brazil, in a split plot design. In the plots, CO levels (0, 4.17, 8.33 and 16.67 t ha⁻¹) were tested and in the subplots, different species combinations (native, exotic, and native + exotic grasses), in an experiment arranged in a randomized block design with three replications. The chemical and microbiological properties of substrate samples were determined and variables of plant growth evaluated. A higher input of plant biomass in the substrate was observed in the treatments with the presence of exotic and native-exotic grasses at a higher CO rate, suggesting that these combinations are most effective for the recovery of the environment. The treatments with native grasses resulted in highest levels of light organic matter and also total organic carbon in the substrate. In this case, the roots

contribute more to carbon storage than shoot biomass. The application of CO rates of 4.17 and 8.33 t ha⁻¹ stimulated greater decomposition of organic matter in the plots with these doses, regardless of the combinations of species, thus leading to greater carbon losses. In contrast, the higher dose (16.67 t ha⁻¹) induced increases in carbon stocks of the tailings. This fact can be justified by the higher carbon input in the system and the quality of organic material applied. Regardless of the plant species composition, less C-CO₂ was lost into the atmosphere and C immobilization by microorganisms was higher when the waste was subjected to a higher CO rate. The activity of acid phosphatase increased when the tailing was revegetated with native grasses at a rate of 16.67 t ha⁻¹ and urease in the presence of exotic and native+exotic grasses, independent of the CO rate. The results showed that these enzymes are influenced by carbon of the microbial biomass and total organic carbon of the substrate, indicating that these C compartments of the tailings are essential for phosphorus and nitrogen availability in areas where these nutrients are limited.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O setor mineral representa importante ramo da economia brasileira, pois exerce grande influência na geração de empregos e impostos, bem como desempenha papel fundamental no Produto Interno Bruto, no aumento do Índice de Desenvolvimento Humano e no desenvolvimento das regiões onde atua. Ocupa posição de destaque no cenário mundial em razão, principalmente, do potencial geológico do País, do volume de exportações e da existência de grandes reservas de minerais estratégicos no subsolo (Martins et al., 2011).

No Brasil, o minério de ferro é o metal mais explorado, tanto por sua reserva quanto por sua relevância econômica na balança comercial (Chemale Junior & Takehara, 2013). As reservas estimadas de minério de ferro no Brasil alcançam 29 bilhões de toneladas, de 180 bilhões de toneladas das reservas mundiais (IBRAM, 2012). Porém, os altos teores de ferro nos minérios (60 a 67 % nas hematitas e 50 a 60 % nos itabiritos e jaspilitos) levam o Brasil a ocupar lugar de destaque no cenário internacional (Chemale Junior & Takehara, 2013).

As reservas de minério de ferro estão distribuídas principalmente nos Estados de Minas Gerais, Pará e no Mato Grosso do Sul, com participações percentuais de 66 % em Minas, 24 % no Pará e 9 % no Mato Grosso do Sul, totalizando nestes três Estados 99 % das reservas oficialmente conhecidas no Brasil (Quaresma, 2009).

Apesar dos benefícios gerados, a mineração é considerada uma atividade de carácter impactante sobre o meio ambiente, tanto na fase de extração quanto na fase de beneficiamento do minério (Loes, 1998). O impacto negativo causado pode resultar em

uma área de influência muito maior que a área de lavra, levando à degradação ambiental (Dias & Griffith, 1998).

A extração envolve a movimentação de grandes volumes de materiais, pois o minério de interesse encontra-se geralmente no subsolo (Pillon et al., 2010). Paralelamente, no beneficiamento do minério de ferro são gerados resíduos denominados de rejeitos, sem valor econômico, que do ponto de vista ambiental causa impacto, pois requer espaço para serem acondicionados.

A natureza física e química de rejeitos é bastante variável e depende do tipo de minério explorado e das operações de moagem usada no beneficiamento (Ghose, 1997). Esse fato influencia a distribuição das densidades e porosidades, fazendo com que estas dificilmente se enquadrem em critérios ou modelos para representar as barragens de rejeito (Mendes, 2007). A desuniformidade espacial de um banco de rejeito, decorrente dos procedimentos deposicionais, se não for cuidadosamente observada, pode comprometer os trabalhos de recuperação destas áreas (Abrahão & Mello, 1998).

Os impactos ambientais negativos associados à disposição de rejeito representam um passivo ambiental na atividade de extração mineral, considerando principalmente o volume de rejeitos gerados, bem como as extensas áreas destinadas à sua estocagem (Fernandes & Santos, 2008). Dessa forma, a intervenção humana é necessária para prover uma revegetação satisfatória nesses locais (Corrêa, 2005). No entanto, as limitações químicas, físicas e biológicas verificadas não permitem que haja estabelecimento da comunidade vegetal. Em geral esses substratos apresentam baixos teores de nutrientes e retenção de água, alta densidade do solo (Silva et al., 2006a), além de baixo teor de matéria orgânica e atividade microbiológica.

Para que a atividade de mineração apresente sustentabilidade ambiental deverá cumprir as exigências legais, que preconiza a recuperação das áreas degradadas (RADs). Os fundamentos legais da obrigação de recuperar áreas degradadas encontram-se no inciso VIII do artigo 2º da Lei nº 6.938/81, no artigo 225 da Constituição Federal e no Decreto nº 97.632, de 10 de abril de 1989 (Castro, 1998), entre outros.

A recuperação de áreas degradadas pode ser conceituada como um conjunto de ações que visa proporcionar o restabelecimento de condições de equilíbrio e sustentabilidade existentes anteriormente em um sistema natural (Dias & Griffith, 1998). Um ecossistema é considerado recuperado quando contém recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem auxílio ou subsídios adicionais, sendo capaz de se manter tanto estruturalmente quanto funcionalmente

(SER, 2004). Implica que condição estável será obtida em conformidade com os valores ambientais, estéticos e sociais da circunvizinhança (IBAMA, 1990). A recuperação não é um evento que ocorre em uma época determinada, mas um processo que se inicia antes da mineração e termina muito depois desta ter-se completado (Barth, 1989).

Através de tecnologias existentes, é possível se chegar a resultados apropriados com a utilização de sistemas que promovam a proteção e recuperação ambiental, tornando compatível a atividade minerária com a preservação do equilíbrio ambiental (Loes, 1998). A abordagem mais simples para revegetação dessas áreas alteradas é incorporar material adequado na superfície dos rejeitos (Johnson et al., 1994). Para tanto, são empregadas práticas de manejo baseada na incorporação de compostos orgânicos.

O composto orgânico (CO) é um produto final da compostagem de resíduos orgânicos (Denardin et al., 2010). Normalmente esses resíduos tem composição constituída por restos de comida, cascas e bagaços de frutas e verduras, ovos, legumes, alimentos estragados, etc (Albuquerque Neto et al., 2007). Em projetos de recuperação de áreas mineradas geralmente são empregados: esterco de animal, feno, palhadas, efluentes de biodigestores, composto de lixo, resíduos de madeira, torta de mamona, vermicomposto, lodo de esgoto, entre outros, sendo que a resposta da vegetação varia com o substrato (Andrade, 2008). A utilização destes como fertilizantes orgânicos é alternativa para disposição final de resíduos, contribuindo para a sustentabilidade dos ecossistemas no âmbito social e ambiental (Marques, 2012). Cabe salientar que existem resíduos orgânicos que merecem ser tratados antes de sua aplicação ao solo, devido ser fontes de risco à saúde humana e ao meio ambiente, como por exemplo, o lodo de esgoto.

A aplicação do composto orgânico no solo aumenta a matéria orgânica (MO) nele contida e pode melhorar sua textura e conteúdo de nutrientes (Silva, 2007). A incorporação da MO contribui para aumentar a capacidade de retenção de água e de nutrientes, melhorar a estabilidade da superfície, aeração e percolação de água por meio da formação de estrutura do substrato (Johnson et al., 1994). Além disso, a MO atua diretamente na biologia do solo, constitui fonte de energia e nutrientes para organismos que participam de seu ciclo biológico (Marques, 2012). Esta gama de efeitos positivos muitas vezes não é possível com fertilizantes inorgânicos (Jones & Healey, 2010).

O uso de resíduos orgânicos tem-se mostrado eficaz para a revegetação de áreas mineradas (Corrêa & Bento, 2010). Barbosa & Tavares Filho (2006) verificaram

que a aplicação de resíduos orgânicos proporciona rápido estabelecimento e crescimento de gramíneas e fabáceas e as plantas tendem a se mostrar mais vigorosas, com maior porcentagem de cobertura, maiores produtividades e melhor desenvolvimento do sistema radicular. Assim, a incorporação de CO torna-se essencial no processo de recuperação de depósitos de rejeito de ferro, pois propicia um ambiente edáfico mais favorável ao estabelecimento e crescimento das espécies vegetais. No entanto, são necessárias pesquisas que ampliem o conhecimento sobre o potencial de uso de CO em áreas mineradas, bem como estudos que estabeleçam a quantidade adequada a ser adicionada, para que não ocorram perdas do carbono orgânico nativo do solo ou substrato.

Atrelado à construção de um novo ambiente edáfico, a revegetação assume papel essencial no processo de recuperação ambiental. A escolha adequada das espécies vegetais que devem ser utilizadas é importante, pois a obtenção de um nível de equilíbrio e evolução da recuperação do local depende dos resultados do desenvolvimento dessa vegetação (Santos et al., 2008). Cada espécie de planta tem suas próprias características de crescimento que determinam o seu valor na estabilização e enriquecendo o solo (Singh et al., 2004). Certamente, o comportamento destas dependerá das condições de manejo, substrato e climas locais (Dias et al., 2007).

A revegetação pode ser feita pela introdução de espécies exóticas ou nativas, em especial espécies nativas pelo baixo custo de introdução e fácil adaptação à área (Neto, 2011). Existem, no entanto, dificuldade de obtenção de espécies nativas, o que muitas vezes resulta, por exemplo, na utilização de espécies exóticas com alta potencialidade invasora, geralmente as *Brachiaria* spp. (capim-braquiária), que apresentam alelopatia e grande capacidade regenerativa, estagnando o processo sucessional no local em que são empregadas (Reis et al., 2003).

Em alguns casos, há possibilidade de usar espécies exóticas, desde que não sejam plantas invasoras e cumpram seu papel ecológico e tenham propósito específico na restauração ambiental, como de fixar nitrogênio, aportar carbono e matéria orgânica (SER, 2004).

As gramíneas destacam-se pela rapidez de crescimento, cobrindo rapidamente a superfície, o que diminui o tempo de exposição à chuva e ao sol (Silva et al., 2006b). São mencionadas como plantas de melhor capacidade regenerativa da estabilidade dos agregados (Reinert, 1998), e conseqüentemente, maior proteção do solo contra a erosão.

As gramíneas mantêm a umidade do solo e influenciam no processo de formação deste devido à produção de uma camada orgânica na superfície (Sheoran et al., 2010).

As fabáceas, devido à ampla diversidade de espécies e ao papel na dinâmica dos ecossistemas, apresentam enorme potencial para a revegetação, razão pela qual estão sendo sistematicamente inseridas em projetos técnicos ambientais (Pereira & Rodrigues, 2012). A rusticidade das espécies, as baixas exigências nutricionais e a capacidade de nodular e assimilar nitrogênio do ar por meio de bactérias são consideradas as principais características que proporcionam a algumas espécies desta família maior capacidade de sobreviver em ambientes minerados (Corrêa & Melo Filho, 2004). Cabe ressaltar que nem todas as espécies de fabáceas são capazes de nodular e fixar N₂ do ar, por exemplo, gêneros de importância florestal como *Cassia*, *Delonix*, *Parkia* e *Schizolobium*, entre outros, não nodulam (Campello, 1998).

A mistura de gramíneas e fabáceas é quase sempre a opção escolhida para compor o estrato rasteiro em projetos de revegetação (Corrêa, 2005). Acredita-se que em rotações ou consorciações com estas espécies, as gramíneas contribuem, predominantemente na melhoria da agregação e fornecimento de resíduos mais permanentes na superfície do solo, ao passo que fabáceas contribuem predominantemente no suprimento de nitrogênio e fonte de material orgânico de fácil decomposição (Reinert, 1998).

Diversos são os estudos envolvendo o uso de gramíneas e fabáceas na recuperação de áreas degradadas (Faria et al., 1998; Favaretto et al., 2000; Santos et al., 2001; Chaer et al., 2011; Nogueira et al., 2012; Maiti & Maiti, 2014), porém, ainda são limitados os trabalhos sobre espécies capazes de se adaptar em depósitos de rejeito de minério de ferro. Ainda, informações sobre o efeito da aplicação de compostos orgânicos e diferentes usos de composições vegetais como condicionadores do substrato, bem como suas implicações no estoque de carbono e atividade microbiológica do rejeito de ferro.

2. BIBLIOGRAFIA

ABRAHÃO, W. P.; MELLO, J. W. V. Fundamentos de pedologia e geologia de interesse no processo de recuperação de uma área degradada. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Departamento de solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, p.15-26, 1998.

ALBUQUERQUE NETO, H. C.; MARQUES, C. C.; ARAÚJO, P. G. C.; GONCALVES, W. P.; MAIA, R. D. A.; BARBOSA, E. A. Caracterização de resíduos sólidos orgânicos produzidos no restaurante universitário de uma instituição pública (estudo de Caso). In: XXVII Encontro Nacional de Engenharia de Produção, 2007, Foz do Iguaçu. **Resumos...** XXVII Encontro Nacional de Engenharia de Produção, 2007.

ANDRADE, A. P. A. **Avaliação da utilização de protetor físico de germinação e semeadura direta das espécies *Copaifera langsdorffii* Desf. e *Enterolobium contortisiliquum* (Vell) Morong em área degradada pela mineração**. 2008. 69f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

BARBOSA, G. C.; TAVARES FILHO, J. Uso agrícola do lodo de esgoto: Influência nas propriedades químicas e físicas do solo, produtividade e recuperação de áreas degradadas. **Ciências Agrárias**, Londrina, v.27, p.565-580, 2006.

BARTH, R. C. Avaliação da recuperação de áreas mineradas no Brasil. **Boletim da SIF/DEF /UFV e IBRAM**. Viçosa-MG, 1989, 41p.

CAMPELLO, E. F. C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Departamento de solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, p. 183-196, 1998.

CASTRO, J. P. C. Reabilitação de áreas degradadas - Aspectos Legais. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Departamento de solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, p.9-13, 1998.

CHAER, G. M.; RESENDE, A. S.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M.; BODDEY, R. M. Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. **Tree Physiology**. Oxford, v.31, p.139-149, 2011.

CHEMALE Jr. F.; TAKEHARA, L. Minério de ferro: Geologia e geometalurgia. **Revista Escola de Minas**. Ouro Preto, v.66, p.412-415, 2013.

CORRÊA, R. S.; MELO FILHO, B. Aspectos ecológicos da sucessão secundária em áreas mineradas no cerrado. In: CORRÊA, R. S.; BAPTISTA, G. M. M. (Ed.). **Mineração e áreas degradadas no cerrado**. Brasília: Universa, p.123-158, 2004.

CORRÊA, R. S. Recuperação de áreas degradadas pela mineração no cerrado: Manual para revegetação. Brasília: **Universa**, 2005, 186p.

CORRÊA, R. S.; BENTO, M. A. B. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.34, p.1435-1443, 2010.

DENARDIN, G. P.; WOLFF, D. B. VASCONCELLOS, N. J. S. Composto orgânico gerado na central de tratamento de resíduos da Caturrita - CTRC, Santa Maria - RS. **Disc. Scientia**. Série: Ciências Naturais e Tecnológicas, S. Maria, v.11, n.1, p.1-16, 2010.

DIAS, L. E.; GRIFFITH, J. J. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Departamento de solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, p.1-7, 1998.

DIAS, L. E.; FRANCO, A. A.; CAMPELLO E. F. C. Fertilidade do solo e seu manejo em áreas degradadas. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, p.955-990, 2007.

FARIA, S. M.; FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C.; SILVA, E. M. R. **Recuperação de Solos Degradados com Leguminosas Noduladas e Micorrizadas**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 1998. 23p.

FAVARETTO, N.; MORAES, A.; MOTTA, A. C. V.; PREVEDELLO, B. M. S. Efeito da revegetação e da adubação de área degradada na produção de matéria seca e na absorção de nutrientes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.2, p.299-306, 2000.

FERNANDES, E. A.; SANTOS, H. I. **Análise da operação da barragem de rejeitos da mineração Serra Grande S.A., município de Crixás, Goiás**. Universidade Católica de Goiás-Departamento de Engenharia, 2008, 15p.

GHOSE, M. K. Environmental management for the disposal of spoils and tailings from mines. **Environment and Ecology**, v.15, p.206-210, 1997.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO - IBRAM. **Informações e Análises da Economia Mineral Brasileira**. 7. ed. Belo Horizonte: [s. n.], 2012. 67p.

IBAMA. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: Técnicas de revegetação**. Brasília, IBAMA, 1990. 96p.

JOHNSON, M.S., COOKE, J.A.; STEVENSON, J.K. Revegetation of metalliferous wastes and land after metal mining. In: HESTER, R. E.; HARRISON, R. M. **Mining and its Environmental Impact**. (Ed.). Issues Environmental Science and Technology, Royal Society of Chemistry, Letchworth, England, p.31-48, 1994.

JONES, D. L.; HEALEY, J. R. Organic Amendments for Remediation: Putting Waste to Good Use. **Elements**, v.6, p.369-374, 2010.

LOES, R. H. Z. Ações do Ibama na recuperação de áreas degradadas. In: Dias, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Departamento de solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, p. 247-251, 1998.

MAITI, D.; MAITI, S. K. Eco restoration of waste dump by the establishment of grass-legume cover. **International journal of scientific & technology research**, v.3, n.3, p.37- 41, 2014.

MARTINS, J.; LIMA, P. C. R.; QUEIROZ FILHO, A. P.; SCHULER, L. C.; PONTES, C. M. P. **Setor mineral rumo a um novo marco legal**. Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2011. 276 p.

MARQUES, I. C. **Uso de composto orgânico e espécies do cerrado na revegetação de área remanescente da extração de cascalho em Diamantina - MG**. 2012. 99f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri- UFVJM. Diamantina, 2012.

MENDES, M. B. **Comportamento geotécnico de uma barragem de rejeito de minério de ferro alteada para montante**. 2007. 192f. Dissertação (Mestrado Engenharia). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2007.

NETO, M. R. H. **Atributos microbiológicos de um solo construído vegetado com gramíneas após mineração de carvão em Candiota/RS**. 2011. 95f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Pelotas - UFPel. Pelotas, 2011.

NOGUEIRA, N. O.; OLIVEIRA, O. M.; MARTINS, C. A. S.; BERNARDES, C. O. Utilização de leguminosas para recuperação de áreas degradadas. **Enciclopédia biosfera**, Goiânia, v.8, n.14; p.21-31, 2012.

PEREIRA, J. S.; RODRIGUES, S. C. Crescimento de espécies arbóreas utilizadas na recuperação de área degradada. **Caminhos de Geografia Uberlândia**, v.13, p.102-110, 2012.

PILLON, C. N.; MIURA, A. K.; ALBA, J. M. F. Agricultura no contexto da recuperação de áreas degradadas. In: ALBA, J. M. F. **Recuperação de áreas mineradas**. 2.ed.rev. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, p.31-80, 2010.

QUARESMA, L. F. Perfil da mineração de ferro. Relatório técnico In: BRASIL, Ministério de Minas e Energia-MME/ Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral-SGM. **Desenvolvimento de estudos para elaboração do plano duodecenal (2010 - 2030) de geologia, mineração e transformação mineral**. 2009.

REINERT, D. J. Recuperação de solos em sistemas agropastoris. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Departamento de solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, p.163-182, 1998.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.

SANTOS, A. C.; SILVA, I. F.; LIMA, J. R. S.; ANDRADE, A. P.; CAVALCANTE, V. R. Gramíneas e leguminosas na recuperação de áreas degradadas: efeito nas características químicas de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p. 1063-1071, 2001.

SANTOS, D. C.; CASTILHOS, D. D.; PAULETTO, E. A.; FERNANDES, F. F.; PINTO, L. F. S.; CASTILHOS, R. M. V. Biomassa e atividade microbiana em solo construído após mineração de carvão e submetido a diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Agrociência**. Pelotas, v.14, n.3-4, p.135-146, 2008.

SER. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política - versão 2. Society for Ecological Restoration International, 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org/docs/default-document-library/ser-primer-portuguese.pdf>>. Acesso em: 24 de setembro de 2014.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. **International Journal of Soil, Sediment and Water**, v. 3, 2010.

SINGH, A.N.; RAGHUBANSHI, A.S.; SINGH, J.S. Impact of native tree plantations on mine spoil in a dry tropical environment. **Forest Ecology and Management**, v.187, p. 49-60, 2004.

SILVA, G. P.; FONTES, M. P. F.; COSTA, L. M.; BARROS, N. F. Caracterização química, física e mineralógica de estéreis e rejeito da mineração de ferro da mina Alegria, Mariana-MG. **Pesquisa Agropecuária Tropical**. Goiânia, v.36, p.45-52, 2006a.

SILVA, G. P.; FONTES, M. P. F.; COSTA, L. M.; ALVAREZ V. V. H. Potencialidade de plantas para revegetação de estéreis e rejeito da mineração de ferro da mina de

alegria, Mariana-MG. **Pesquisa Agropecuária Tropical**. Goiânia, v.36, p.165-172, 2006b.

SILVA, E. T. Tratamento de lixo domiciliar e sua aplicação na recuperação de áreas degradadas. **Rev. Acad.**, Curitiba, v.5, n.2, p.197-209, 2007.

CAPÍTULO 1

ESTOQUE DE CARBONO EM REJEITO DE MINERAÇÃO DE FERRO EM FUNÇÃO DE DOSES DE COMPOSTO ORGÂNICO E COMPOSIÇÃO VEGETAL

1. INTRODUÇÃO

O minério de ferro é o mais importante metal explorado no Brasil, tanto pela magnitude das reservas quanto pela importância econômica na balança comercial brasileira (DNPM, 2008). Porém, o processo de exploração causa prejuízos ao meio ambiente, seja pela movimentação profunda das camadas do solo, perda da biodiversidade, alteração do regime de escoamento da água (Kobiyama, 2001) ou geração de estéreis e rejeitos. Devido ao alto grau de perturbação, a recuperação de áreas mineradas torna-se um grande desafio.

Os rejeitos produzidos pelo beneficiamento do minério podem apresentar restrição extrema para a colonização de plantas e formação de qualquer tipo de ecossistemas autossustentável (Cooke & Johnson, 2002). A combinação básica de características físicas e químicas adversas desses substratos produz ambiente hostil para as plantas, tornando-se mais acentuado pela ausência da fração orgânica do solo (Shrestha & Lal, 2011). Sendo assim, para restabelecer o potencial produtivo do solo, equilibrar e sustentar o ecossistema são necessários à elevação do teor da matéria orgânica (Marques, 2012).

Partindo-se desse pressuposto, o uso de composto orgânico associado ao estabelecimento de espécies vegetais tem sido mecanismos utilizados para melhorar o condicionamento de rejeitos de mineração. Corrêa (2005) ressalta que a elevação dos teores de matéria orgânica dos substratos minerados a níveis adequados proporciona melhorias químicas, físicas e biológicas que tornarão a área degradada mais favorável à revegetação.

A influência da MO sobre a fertilidade do solo deve-se a sua importância como reservatório de nutrientes, que podem ser liberados para as plantas a partir da ação da população de microrganismos do solo na decomposição de materiais de origem vegetal e animal (Alves et al., 1999). A matéria orgânica aumenta a capacidade de troca de cátions (CTC) (Ruivo et al., 2005) e a capacidade tampão contra modificações de pH do solo (Alves et al., 1999). Também, melhora a estabilidade da estrutura, infiltração de água, aeração e atividade da biomassa microbiana (Bayer & Mielniczuk, 1999). Desse modo, a matéria orgânica do solo (MOS) atua como indicador importante na avaliação da qualidade do solo.

A dinâmica da MOS pode ser influenciada não só pelo manejo por meio da seleção de culturas e de formas de preparo do solo, mas também pela adição de fertilizantes químicos e compostos orgânicos, que atuam positivamente nos processos biológicos de decomposição e mineralização da MOS (Leite et al., 2003). Segundo Batjes (1996) tais alterações podem ter importantes efeitos nos estoques de matéria orgânica e carbono dos solos.

O conhecimento dos estoques de C é importante no desenvolvimento de tecnologias para estabelecer sistemas sustentáveis, bem como para avaliar o papel do solo como fonte ou dreno de C-CO₂ da atmosfera (Corazza et al., 1999). Torres (2011) coloca que avaliações quantitativas da matéria orgânica do solo (estoque e fluxos) são importantes para dimensionar o resultado dos fatores envolvidos em uma determinada prática de manejo. Assim, conhecer as alterações nos teores de carbono orgânico total (COT) e matéria orgânica leve (MOL) ajuda elucidar os processos da dinâmica da matéria orgânica do substrato em áreas degradadas pela mineração.

Dessa forma, este trabalho teve como objetivo verificar o potencial da aplicação de doses crescentes de composto orgânico e diferentes composições vegetais, no processo de recuperação de um rejeito de beneficiamento de minério de ferro, por meio de atributos como biomassa vegetal, matéria orgânica leve e estoque de carbono.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

O experimento foi montado em março de 2013 na barragem de rejeito Furquilha III, pertencente à unidade de Fábrica-VALE, localizada no Quadrilátero Ferrífero (QF), no município de Ouro Preto, MG, nas coordenadas 43°50'22"W e 20°24'45" S e altitude média de 1.182 m.

A área experimental localiza-se sobre as rochas do Supergrupo Minas, cuja composição geológica é predominantemente de Itabirito sob vegetação de campo rupestre ferruginoso ou quartizítico.

Os solos encontrados no QF são diversificados quanto à sua classificação, em sua grande maioria são álicos ou distróficos e compreendem Cambissolos, Latossolos, Argissolos, Neossolos Litólicos e Plintossolos pétricos (Rezende, 2010).

O clima predominante no Quadrilátero Ferrífero é do tipo CWa, de acordo com classificação de Koppen, caracterizado como temperado-quente, com estações bem definidas (verão chuvoso e inverso seco) (Nunes et al., 2012). A temperatura máxima anual varia em torno de 34 °C e mínima em torno de 9 °C, com média de 22 °C (Melo et al., 1986). A precipitação pluviométrica varia entre 1300 mm e 2100 mm por ano (Ruchkys et al., 2012).

2.2. Caracterização dos materiais

A amostragem do rejeito foi realizada por meio de coleta de amostra composta, proveniente da mistura de dez amostras simples, coletadas na profundidade de 0 a 20 cm em transectos nos sentidos N-S e L-O, cuja distância foi de 30 m em cada transecto. O material foi seco ao ar, homogeneizado, destorroado e passado em peneira com abertura de malha de 4,0 mm. Após a homogeneização, foram retiradas três amostras e novamente destorroadas e passadas em peneira com abertura de malha de 2,0 mm para a determinação das características químicas (Tabela 1).

Para as análises físicas (Tabela 2) amostras deformadas foram usadas para a determinação da granulometria, equivalente de umidade e densidade de partículas. Também foram coletadas amostras indeformadas, na camada de 0 a 5 cm, com uso de anel volumétrico de aço inox, cravado no substrato com auxílio de trado tipo Uhland para a determinação da densidade do solo.

Tabela 1 - Caracterização química do substrato da bacia de rejeito de beneficiamento de minério de ferro

pH (H ₂ O)	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	t	T	V	m
	— mg dm ⁻³ —		— cmol _c dm ⁻³ —							— % —	
7,3	8,3	19,2	0,79	0,02	0	0,3	0,85	0,85	1,13	76,0	0,0

MO	P-rem	S	Zn	Fe	Mn	Cu	Cr	Ni	Cd	Pb
dag kg ⁻¹	mg L ⁻¹		— mg dm ⁻³ —							
0,086	49,4	17,8	1,51	52,8	68,7	0,99	0,8	1,0	0,1	0,1

pH (H₂O) (1:2,5). P: Mehlich-1 (Defelipo & Ribeiro, 1997). K, Cu, Zn, Fe e Mn: Mehlich-1 (EMBRAPA, 2011). Ca, Mg e Al: Extrator KCl 1 mol L⁻¹ (Defelipo & Ribeiro, 1997). H+Al: Extrator acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ a pH 7,0 (Defelipo & Ribeiro, 1997). MO: CO x 1,72 (Walkley-Black). P-rem: Alvarez V. et al. (2000). S: Extrator fosfato monocalcico (Ca(H₂PO₄)₂) 500 mg L⁻¹ de P em ácido acético (HOAc) 2 mol L⁻¹ (Alvarez V. et al., 2001). Cr, Ni, Cd e Pb: Digestão ácida em microondas (USEPA, 1994).

Tabela 2 - Caracterização física do substrato proveniente da bacia de rejeito de beneficiamento de minério de ferro

Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	Dp	Ds	Pt	Pma	Pmi	EU
	— dag kg ⁻¹ —			— g cm ⁻³ —		— cm ³ cm ⁻³ —			
27	33	35	5	3,89	1,90	0,44	0,09	0,35	0,33

Granulometria (EMBRAPA, 2011), adaptado por Ruiz (2005). Densidade de partículas pelo método do balão volumétrico (EMBRAPA, 2011). Densidade do solo (EMBRAPA, 2011). Equivalente de umidade (Fernandes & Sykes, 1968).

Visto que o valor de pH do rejeito foi de 7,3 não foi feito calagem, mesmo havendo necessidade de reposição de cálcio e magnésio. O cálcio e o magnésio foram supridos pelas fontes supersimples e sulfato de magnésio, respectivamente.

O composto orgânico aplicado é formado por uma mistura de palha de café, moinho de carvão e baquilho de cana, contendo cerca de 15 % de C, 1 % de N, 1 % P_2O_5 .

2.3. Montagem do experimento

Para a montagem do experimento foi utilizado o esquema de parcelas subdivididas, sendo nas parcelas (20 x 30 m) estudado o efeito da aplicação de quatro doses de CO (0; 4,17; 8,33 e 16,67 t ha⁻¹ equivalentes a 0, 250, 500 e 1000 kg ha⁻¹) e na subparcela (10 x 20 m) o efeito de composição de espécies vegetais (mudas de gramíneas nativas coletadas na região, sementes de espécies exóticas e a mistura dessas), em delineamento experimental de blocos casualizados, com três repetições. As quantidades de sementes e mudas utilizadas são apresentadas na Tabela 3. A descrição das espécies utilizadas é apresentada na Tabela 4.

Tabela 3 - Quantidade de mudas de gramíneas nativas e de espécies exóticas utilizadas no experimento

Subparcelas	Gramíneas nativas		Exóticas	
	muda/ha	muda/subparcela	kg/ha	kg/subparcela
Gramíneas nativas	10.000	200		
Exóticas			70	1,4
Gramíneas nativas-Exóticas	10.000	200	70	1,4

Tabela 4 - Descrição das gramíneas nativas e espécies exóticas utilizadas no experimento

Espécie	Nome Popular	Família	Origem/Hábito
<i>Eleusine indica</i>	Capim-pé-de-galinha	Poaceae	Nativa/ -
<i>C. viridiflavescens</i>	Capim amargoso	Poaceae	Nativa/Cespitoso
<i>Paspalum spp</i>	-	Poaceae	Nativa/ -
<i>Crotalária juncea</i>	Crotalária	Fabaceae	Exótica/Arbustiva
<i>Dolichos lablab</i>	Lab-Lab	Fabaceae	Exótica/Herbácea
<i>Cajanus cajan</i>	Feijão guandú	Fabaceae	Exótica/Arbustiva
<i>Avena spp</i>	Aveia	Poaceae	Exótica/Cespitoso

Previamente ao plantio foi realizada adubação em todas as parcelas do experimento, em que foram adicionados 300 kg/ha (18 kg/parcela) de NPK 4-30-16, 15 kg/ha (0,9 kg/parcela) de FTE e 23,33 kg/ha (1,4 kg/parcela) de Sulfato de magnésio.

2.4. Avaliação dos efeitos de tratamentos

2.4.1. Biomassa vegetal

A coleta da biomassa vegetal foi realizada um ano após a instalação do experimento, com a ajuda de um quadrado de aço de 0,16 m², lançado ao acaso três vezes em cada subparcela. Todo material vegetal presente no interior do quadrado foi coletado e armazenado em sacos de papel, identificados e levados para a estufa de ventilação forçada à 65 °C até peso constante. Posteriormente, o material coletado foi pesado em balança de precisão com aproximação de 0,01 g para a determinação do peso seco das amostras.

2.4.2. Matéria Orgânica Leve (MOL)

A determinação da matéria orgânica leve foi realizada por flotação em água (Mendonça & Matos, 2005). Para tanto, foram pesadas 50 g do rejeito em becker de 250 mL, adicionando 100 mL de solução de NaOH 1 mol L⁻¹ para a dispersão do material, e deixado em repouso por uma noite. Em seguida, o material foi agitado com bastão de vidro e lavado com água sobre peneira de 0,25 mm para eliminar toda a argila. O material retido na peneira (MOL e areia) foi transferido novamente para o becker, adicionado água e agitado com o objetivo de suspender a MOL restante, e novamente vertido em peneira de 0,25 mm. Este procedimento foi repetido várias vezes até que todo o material que flotar com a agitação em água seja removido. A fração leve extraída foi transferida para lata de alumínio e levada para estufa à 65 °C por 72 horas para determinação da massa.

Foram feitas análises complementares dos teores de Carbono e Nitrogênio das amostras pelo analisador elementar ANCA GSL 20-20 (SerCon.co. U.K.) para determinação da relação C/N.

2.4.3. Estoque de Carbono

Devido a possível existência de elementos reduzidos no substrato, o teor de carbono orgânico foi determinado pelo método de combustão a seco. Na combustão a seco mede-se o CO₂ produzido pela combustão do solo (Mendonça & Matos, 2005). Para tanto, pesou-se aproximadamente 100 mg de cada amostra do rejeito em balança com precisão de quatro casas decimais em cápsula de estanho, posteriormente foram quantificadas no analisador elementar ANCA GSL 20-20 (SerCon.co. U.K.), no laboratório de isótopos estáveis da Universidade Federal de Viçosa.

Com base nos resultados acima, o estoque de carbono orgânico (ECO) foi calculado pela equação segundo Steiner et al., (2011):

$$ECO = C \times Ds \times e \times 10$$

em que,

ECO = estoque de carbono orgânico (t ha⁻¹);

C = teor de carbono na camada (g kg⁻¹);

Ds = densidade do solo na camada (kg dm⁻³) e,

e = espessura da camada em análise (m).

2.5. Análises dos dados

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância aplicando-se o teste F, ao nível de 5% de significância, desdobrando quando significativa à interação e ajustando-se modelos de regressões para avaliar o efeito das doses de composto orgânico em cada composição vegetal presente. Para avaliar o efeito da composição vegetal dentro de cada dose, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5 % de significância. As análises estatísticas foram realizadas no programa estatístico Sisvar 5.1.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Biomassa Vegetal

As parcelas que receberam o plantio das exóticas e gramíneas nativas-exóticas apresentaram diferença significativa e as maiores médias de biomassa seca, exceto para dose 0 t ha⁻¹ em que essa variável não diferiu entre as composições vegetais (Tabelas 5 e 6). No início da restauração, a característica mais importante é incrementar a cobertura vegetal, capaz de evitar processos drásticos de erosão e dar início a formação da camada de solo (Regensburger, 2004).

Tabela 5 - Análise de variância para os valores médios de Biomassa seca

FV	GL	QUADRADOS MÉDIOS
		Biomassa seca
Bloco	2	0,436867 ^{ns}
Dose	3	4,543349 ^{**}
Resíduo (a)	6	0,122042
Espécie	2	11,650744 ^{**}
Dose x Espécie	6	0,968263 [*]
Resíduo (b)	16	0,281593
CV 1 (%)		12,39
CV 2 (%)		18,81

^{**}, ^{*}: Significativo a 1 e 5 %, respectivamente, pelo teste F.

^{ns} - Não significativo

Tabela 6 - Biomassa seca em função das composições vegetais e das doses de composto orgânico

Composição vegetal	Dose (t ha ⁻¹)			
	0	4,17	8,33	16,67
	t ha ⁻¹			
Gramíneas nativas	1,70 a	1,74 b	1,32 b	1,98 b
Exóticas	2,24 a	3,56 a	3,03 a	4,45 a
Gramíneas nativas-Exóticas	2,20 a	4,54 a	2,82 a	4,22 a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de significância.

Entre as exóticas utilizadas, na sua maioria corresponde à fabáceas de rápido crescimento. É sabido que a introdução dessas constitui estratégia eficiente para acelerar a recuperação de solo e iniciar a sucessão natural, uma vez que a simbiose com bactérias fixadoras de N₂ oferece a essas espécies capacidade superior de crescer rapidamente em substratos pobres e de suportar condições adversas apresentadas em solos degradados (Chaer et al., 2011).

Verifica-se que a utilização de fabáceas em consórcio com gramíneas nativas é de fundamental importância, visto que na sua ausência o estoque de biomassa seca torna-se comprometido. Carvalho (1998) coloca que o maior crescimento de gramíneas está associado com o aumento na disponibilidade de nitrogênio para as plantas. Analisando a mistura de gramíneas e fabáceas no processo de recuperação em depósitos de resíduos de uma usina de ferro, Maiti & Maiti (2014) verificaram que estas espécies de plantas crescem vigorosamente em condições deficientes de nutrientes e se estabelecem dentro de um período de tempo muito curto. Ressaltam ainda que a mistura dessas espécies proporcionaram maior proteção do solo e ciclagem de nutrientes, portanto, podendo ser utilizadas para a recuperação dessas áreas.

Apesar de apresentarem capacidade diferenciada da adição de material orgânico, o presente estudo demonstra que as gramíneas nativas possuem grande potencial de cobertura vegetal do rejeito quando associadas às exóticas.

O uso de espécies nativas para a recomposição da cobertura vegetal em áreas degradadas é o mais indicado em detrimento das exóticas, visto que as nativas buscam reconstituir a estrutura e a composição florística anterior à perturbação. Contudo, ainda é incipiente o conhecimento sobre o comportamento silvicultural destas na revegetação das áreas degradadas pela mineração, o que afeta seu uso no processo.

A produção de biomassa seca produzida pelas gramíneas nativas não variou em função das diferentes doses de composto orgânico, aplicadas ao rejeito, bem como para o tratamento gramíneas nativas-exóticas (Figura 1). Por outro lado, o plantio com exóticas promoveu maiores incrementos de biomassa seca em resposta às doses de CO no rejeito (Figura 1).

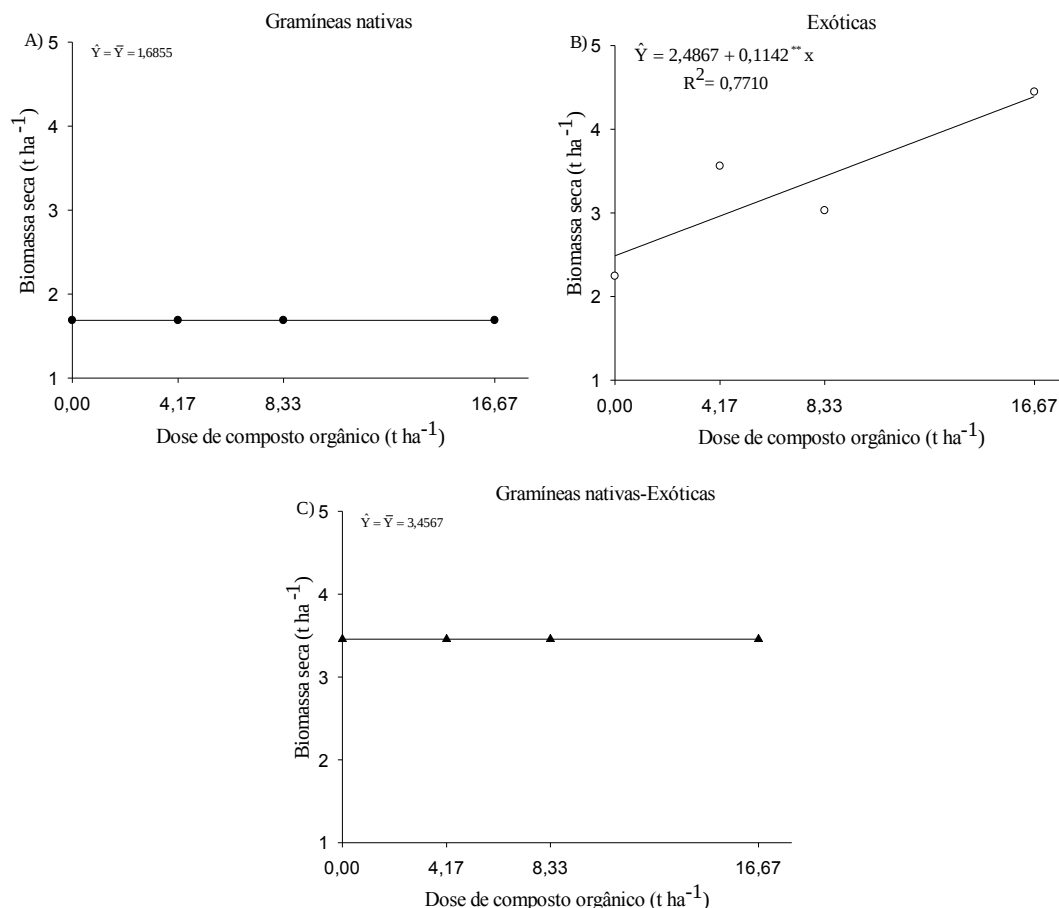


Figura 1 - Biomassa seca em função das doses de composto orgânico aplicados para as composições vegetais: A) Gramíneas nativas; B) Exóticas e C) Gramíneas nativas-Exóticas.

Houve um acréscimo de biomassa vegetal com o uso de CO na maior dose, mesmo que não significativo para algumas composições vegetais de 14,14, 49,66 e 47,86 % para os tratamentos com o plantio de gramíneas nativas, exóticas e gramíneas nativas-exóticas, respectivamente, em relação ao controle. Hipotetiza-se que os maiores valores de biomassa seca nos tratamentos com exóticas possa estar relacionada à maior deposição de N nestas parcelas o que possibilita relação C/N mais favorável à mineralização e posterior liberação de nutrientes para as plantas.

Os benefícios do CO aplicados na recuperação de áreas degradadas foi verificado por Melchert et al. (1994) onde constataram que a incorporação de composto orgânico proporcionou maior incremento de biomassa seca de vegetais do que os tratamentos que receberam fertilizantes químicos, apresentando valores de 976 e 225 kg/ha, respectivamente.

Esses resultados indicam que a aplicação de CO deve ser estimulada, pois além dos benefícios proporcionados para o substrato e plantas, implica em redução de custos para as empresas de mineração, pelo menor uso de adubos minerais.

3.2. Matéria Orgânica Leve (MOL) e relação com Carbono Orgânico Total (COT) e C/N

A MOL está relacionada com a fração de maior labilidade, e, portanto, de fácil decomposição, muito sensível às alterações de manejo do solo, sendo considerada bom indicador da qualidade do solo.

Os teores de MOL foram significativamente influenciados pela composição vegetal implantada (Tabela 7). No geral, os tratamentos com gramíneas nativas e gramíneas nativas-exóticas proporcionaram maiores quantidades de MOL, independente da dose de CO aplicada (Tabela 8). Esse padrão deve-se provavelmente à maior quantidade de raízes verificadas nas gramíneas. Mello et al. (1983) ressaltam que as gramíneas por terem ciclos relativamente curtos, apresentam contínua adição de restos orgânicos ao solo devido à morte das raízes. A maior quantidade culmina em maiores valores de MOL, pois as raízes são matéria orgânica recente no solo (Loss et al., 2011).

Tabela 7- Análise de variância para valores médios de Matéria orgânica leve (MOL), Carbono orgânico total (COT), relação C/N e nitrogênio (N)

FV	GL	QUADRADOS MÉDIOS			
		MOL	COT	C/N	N
Bloco	2	0,004087 ^{ns}	0,003903 ^{ns}	16,823774 ^{ns}	0,0008447 ^{ns}
Dose	3	0,160292 ^{**}	0,118034 ^{**}	192,900137 [*]	0,000084 ^{**}
Resíduo (a)	6	0,008405	0,008294	29,699708	0,000008
Espécie	2	0,093893 ^{**}	0,032375 ^{**}	976,525333 ^{**}	0,000369 ^{**}
Dose x Espécie	6	0,088681 ^{**}	0,015923 ^{**}	29,983008 ^{ns}	0,000036 ^{**}
Resíduo (b)	16	0,006348	0,003605	26,686336	0,000009
CV 1 (%)		12,91	15,04	17,74	12,97
CV 2 (%)		11,22	9,92	16,81	13,77

^{**}, ^{*}: Significativo a 1 e 5 %, respectivamente, pelo teste F.

^{ns} - Não significativo

Apesar de não haver diferença significativa, a MOL apresenta uma tendência de se correlacionar positivamente com o COT e com a relação C/N (Tabela 9). Os maiores teores de COT no tratamento com gramíneas nativas deve-se, provavelmente, em virtude destas, propiciarem a deposição de resíduos culturais de maior relação C/N, o que acarreta degradação mais lenta e favorece o acúmulo de COT e MOL no solo (Loss et al., 2011). Esse resultado demonstra a importância da utilização das gramíneas nativas no processo de recuperação de áreas mineradas, pois segundo Compton & Boone (2002) o aumento da MOL, representa, em curto e médio prazos, alto potencial para ciclagem de nutrientes e posterior fornecimento de energia e nutrientes para os microrganismos do solo e para as plantas.

Tabela 8 - Matéria orgânica leve (MOL), COT, N e relação C/N em função das composições vegetais e das doses de composto orgânico

Composição vegetal	Dose (t ha ⁻¹)			
	0	4,17	8,33	16,67
----- MOL (g kg ⁻¹) -----				
Gramíneas nativas	0,84 a	0,43 b	0,71 a	1,09 a
Exóticas	0,67 ab	0,58 ab	0,62 a	0,56 b
Gramíneas nativas- Exóticas	0,63 b	0,72 a	0,64 a	1,03 a
----- COT (g kg ⁻¹) -----				
Gramíneas nativas	0,65 a	0,63 a	0,63 a	0,74 a
Exóticas	0,61 a	0,49 b	0,43 b	0,71 a
Gramíneas nativas- Exóticas	0,67 a	0,40 b	0,51 ab	0,80 a
----- N (g kg ⁻¹) -----				
Gramíneas nativas	0,017 b	0,019 a	0,023 ab	0,019 b
Exóticas	0,028 a	0,023 a	0,025 a	0,033 a
Gramíneas nativas- Exóticas	0,015 b	0,010 b	0,018 b	0,022 b
----- Relação C/N -----				
Gramíneas nativas	38,32 a	32,39 a	27,04 a	38,80 a
Exóticas	22,00 b	20,99 b	17,24 ab	21,74 b
Gramíneas nativas- Exóticas	45,25 a	39,71 a	28,57 a	36,62 a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de significância.

Tabela 9 - Correlação de Pearson entre as variáveis analisadas em função das composições vegetais e das doses de composto orgânico

	MOL	COT	C/N
MOL	1,00	0,4761	0,4591
COT		1,00	0,3469
C/N			1,00

Da mesma forma, a incorporação de resíduos de diferentes relações C/N, como o consórcio entre gramíneas nativas e exóticas favoreceu o incremento de MOL (Tabela 8). Estudando a MOL em área degradada, Fávero et al. (2008) verificaram que o teor foi maior em sistemas com essas espécies.

O tratamento com exóticas resultou em valores inferiores de MOL em relação às demais composições de espécies independente da dose de CO (Tabela 8). Esse fato pode estar associado à maior mineralização dos resíduos vegetais depositados no rejeito, devido a menor relação C/N comparado às gramíneas, com consequente diminuição dos valores de MOL. Em sistemas que possuem baixa capacidade de adsorção de nutrientes, como o rejeito de beneficiamento de minério de ferro, com pouca matéria orgânica e baixo teor de argila, a rápida mineralização pode acarretar em perdas de nutrientes e C na forma de CO₂ para a atmosfera.

No tratamento cultivado apenas com exóticas, a incorporação de composto orgânico não influenciou o teor de MOL, assim, não foi possível ajustar modelos de regressão para MOL (Figura 2).

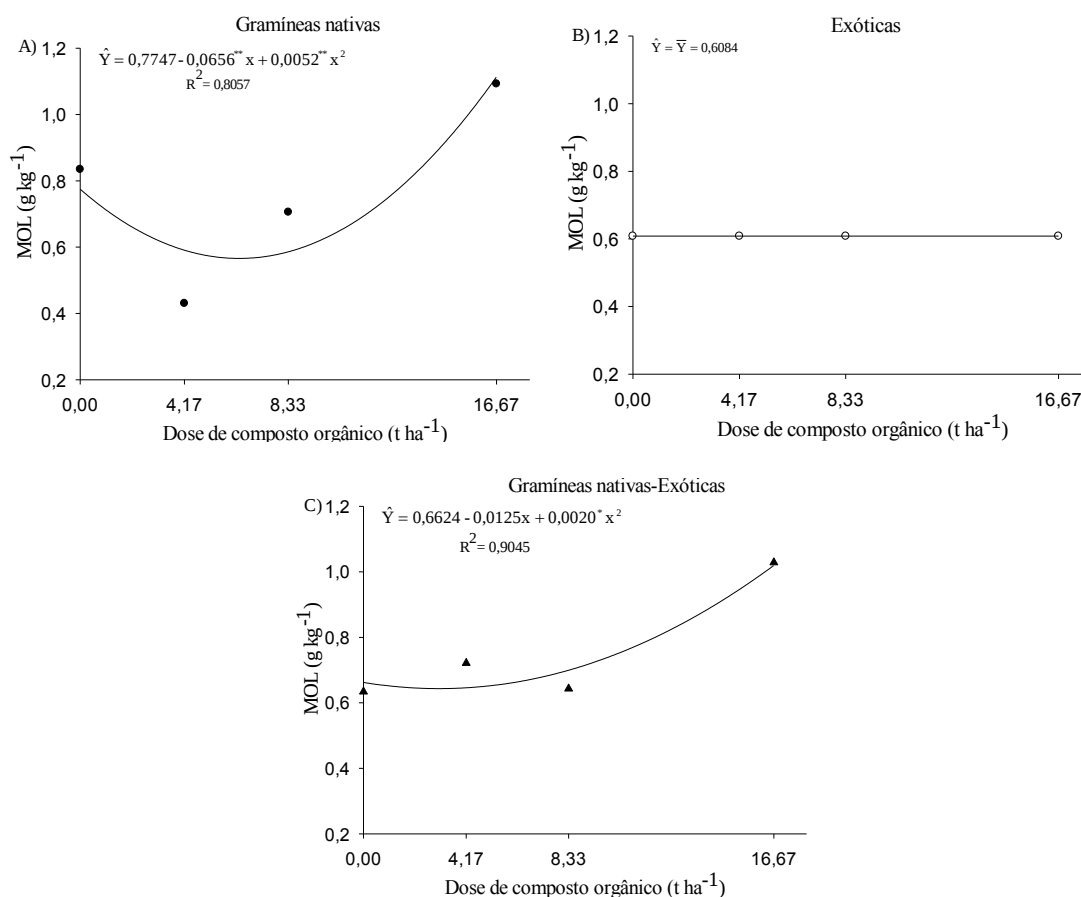


Figura 2 - Matéria orgânica leve em função das doses de composto orgânico aplicados para as composições vegetais: A) Gramíneas nativas; B) Exóticas e C) Gramíneas nativas- Exóticas.

Verifica-se que em maior dose de CO, o incremento de COT culminou em maiores relações C/N, consequentemente, em maiores acréscimo da MOL nas parcelas com esta dose (Tabela 9 e Figura 2). Os resultados não eliminam o efeito do fornecimento de C pela decomposição do sistema radicular e exsudatos radiculares na manutenção da COT e posterior contribuição para a MOL.

3.3. Estoque de Carbono

De maneira geral, os tratamentos com gramíneas nativas apresentaram a maior contribuição no estoque de C no rejeito para todas as doses testadas, destacando a sua importância nos processos de recuperação ambiental (Tabelas 10 e 11). No entanto, na maior dose de CO não se observou diferença significativa para o estoque de carbono entre os tratamentos.

Tabela 10 - Análise de variância para valores médios de Estoque de carbono

FV	GL	QUADRADOS MÉDIOS
		Estoque de carbono
Bloco	2	0,001325 ^{ns}
Dose	3	2,981789 ^{**}
Resíduo (a)	6	0,001146
Espécie	2	0,514633 ^{**}
Dose x Espécie	6	0,129994 ^{**}
Resíduo (b)	16	0,004533
CV 1 (%)		1,41
CV 2 (%)		2,80

^{**}, ^{ns}: Significativo a 1 % e Não significativo, respectivamente, pelo teste F.

Tabela 11 - Estoque de carbono nas respectivas doses de CO em rejeito cultivado com diferentes composições vegetais

Composição vegetal	Dose (t ha ⁻¹)			
	0	4,17	8,33	16,67
		----- t ha ⁻¹ -----		
Gramíneas nativas	2,59 a	2,32 a	2,38 a	2,80 a
Exóticas	2,43 a	1,88 ab	1,67 b	2,61 a
Gramíneas nativas-Exóticas	2,57 a	1,45 b	1,88 ab	3,01 a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de significância.

A contribuição relativa das gramíneas em aumentar os estoques de C no solo deve-se ao sistema radicular abundante e agressivo, que aloca maior quantidade de C fotossintetizado para as raízes em relação às demais plantas (Shamoot et al., 1968).

O retorno de C em camadas subsuperficiais do solo pode variar de 20 a 40 % do fotossintato total produzido durante uma estação de crescimento, embora outros trabalhos evidenciam que este número possa ser tão alto quanto 60-70 % (White, 2009). Balesdent & Balabane (1996) constataram que a contribuição de C derivado de raiz foi de 1,5 vezes maior que a biomassa vegetal aérea (hastes e folhas). Esses autores atribuíram este fato a uma maior produção em camadas subsuperficiais do solo, e uma biodegradação relativamente lenta do material derivado da raiz. Valcarcel et al. (2007) ressaltam que uma produção mais equilibrada de raízes se mostra mais eficiente nos processos auto-sustentáveis de construção de solos e de reabilitação de áreas degradadas.

Vários estudos têm revelado a maior presença de carbono orgânico em solos sob gramíneas (Woomer et al., 1994; Lovato et al., 2004; Fávero et al., 2008; Nunes et al., 2011). Em área degradada pela mineração de bauxita, Carneiro et al. (2008)

verificaram que áreas revegetadas principalmente com gramíneas, promoveram rápido aumento no teor de carbono orgânico do solo, refletindo em maiores estoques de C, o que corrobora os resultados encontrados neste estudo.

O consórcio gramíneas nativas-exóticas também favoreceu maior incorporação de C no rejeito, provavelmente pela composição vegetal, com valores de relação C/N intermediária, de mineralização lenta. Por outro lado, só o cultivo de plantas que possuem resíduo orgânico de rápida mineralização, como exemplo das exóticas, constituídas especialmente por fabáceas, dificulta o acúmulo de carbono nas camadas do rejeito em processo de recuperação.

Considerando o valor inicial do estoque de C no rejeito de ferro de $1,90 \text{ t ha}^{-1}$, verifica-se que a revegetação com gramíneas nativas, exóticas e gramíneas nativas-exóticas possibilitaram incremento na ordem de 0,90, 0,71 e $1,11 \text{ t ha}^{-1}$ de C no rejeito, respectivamente, na maior dose de CO, em um ano de condução do experimento. Esses resultados não são muito distantes dos verificados por Sousa (2010) quando avaliou o estoque de C de uma jazida minerada em processo de recuperação. Este autor constatou incremento médio de $1,98 \text{ t ha}^{-1}$ de C no substrato após um ano do plantio com fabáceas. Porém, com dominância de gramíneas no estrato herbáceo da jazida após sucessão no local.

No geral, observa-se que independente da composição vegetal o estoque de carbono teve um decréscimo nas doses 4,17 e $8,33 \text{ t ha}^{-1}$, contudo, com tendência de aumento na maior dose de composto orgânico (Figura 3). Deduz-se que a aplicação de CO nas doses menores estimulou a degradação da matéria orgânica nas parcelas com estas doses, pois o material é de mais fácil degradação, assim há maior atividade microbiana, e conseqüentemente, maior depressão do C no rejeito.

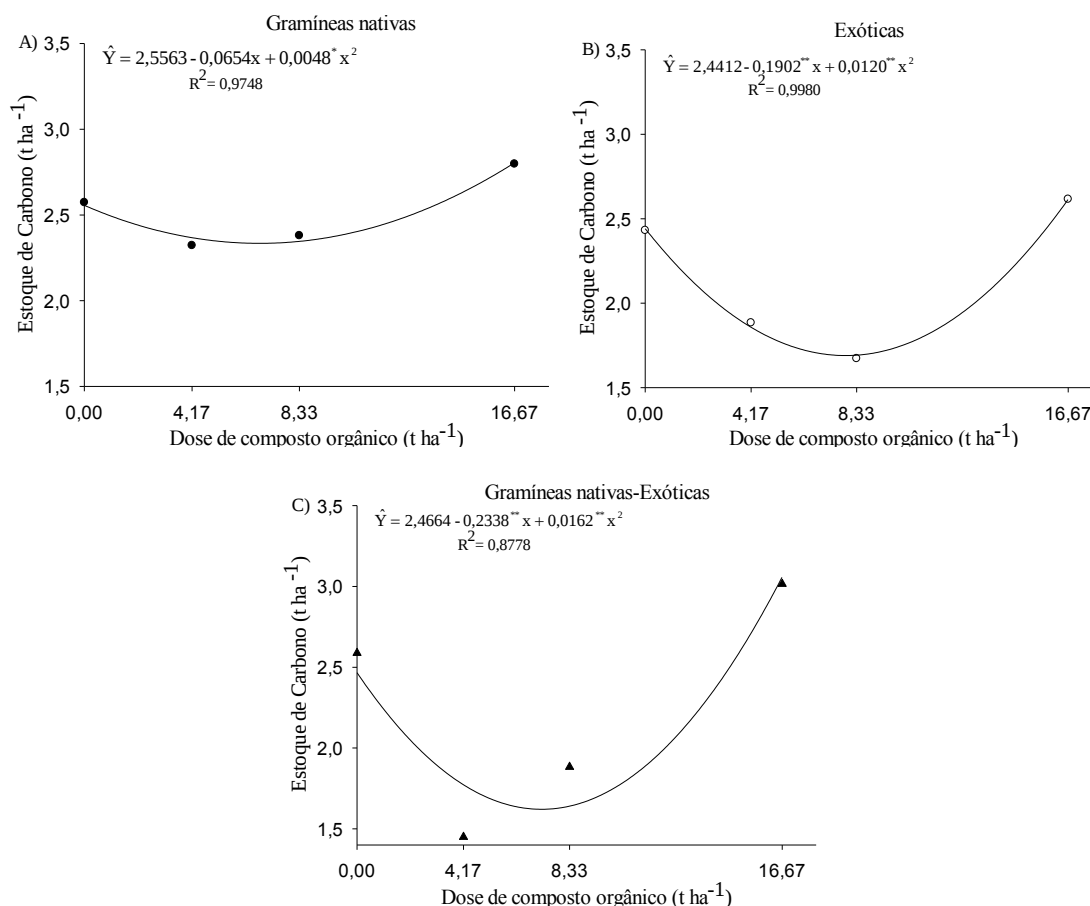


Figura 3 - Estoque de carbono em função das diferentes doses de composto orgânico aplicados para as composições vegetais: A) Gramíneas nativas, B) Exóticas e C) Gramíneas nativas-Exóticas.

Os resultados indicaram que a maior dose de CO está induzindo o aumento dos estoques de carbono no rejeito para as três composições vegetais (Figura 3). A quantidade de composto orgânico adicionada foi suficiente para atender aquela maior demanda da microbiota, que não há tanta interferência no C nas parcelas com esta dose. Para que ocorra acumulação de C no sistema, a entrada deve superar a quantidade decomposta e mineralizada como CO₂ (Jantalia et al., 2006).

O aumento de C pode também ser devido à maior quantidade de nutrientes aplicados nessa dose (16,67 t ha⁻¹), que foi suficiente para estimular grandemente a deposição de C por essas plantas.

O maior estoque de C pode indicar maior potencial para sequestro de C-CO₂ (Leite et al., 2003) bem como, melhoria nas propriedades físicas, químicas e biológicas do substrato (Marin, 2002).

4. CONCLUSÕES

O estabelecimento de exóticas e combinação gramíneas nativas-exóticas apresentaram maiores produções de biomassa vegetal na maior dose de composto orgânico. Os benefícios gerados pelo rápido crescimento dessas espécies vegetais têm elevada importância na cobertura inicial da barragem de rejeito de ferro.

Obtiveram-se aumentos nos teores de matéria orgânica leve e estoque de carbono orgânico nas parcelas com gramíneas nativas, também quando submetidas à aplicação mais elevada de CO. Estes fatores atuam melhorando condicionamento do rejeito, visto que alteram favoravelmente algumas das propriedades do substrato estudado, contribuindo para a recuperação ambiental dessas áreas.

5. BIBLIOGRAFIA

ALVAREZ V., V. H.; NOVAIS, R. F.; DIAS, L. E.; OLIVEIRA, J. A. Determinação e uso do fósforo remanescente. **Boletim Informativo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Viçosa, v.23, p.27-32, 2000.

ALVAREZ V., V. H.; DIAS, L. E.; RIBEIRO JUNIOR, E. S.; SOUZA, R. B.; FONSECA, C. A. **Métodos de análises de enxofre em solos e plantas**. Viçosa: Editora UFV, 2001. 131p.

ALVES, B. J. R.; OLIVEIRA, O. C. BODDEY, R. M. Métodos Isotópicos. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre: Gêneses, p.337-357, 1999.

BALESDENT, J.; BALABANE, M. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v.28, p.1261-1263, 1996.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F. A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre: Gêneses, p.9-26, 1999.

BATJES, N. H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, v.47, p.151-163, 1996.

CARNEIRO, M. A. C. SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; SOARES, A. L. L. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronossequências de reabilitação após a mineração de bauxita. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.32, p.621-632, 2008.

CARVALHO, M, M. Recuperação de pastagens degradadas em áreas de relevo acidentado. In: Dias, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed.). **Recuperação de áreas**

degradadas. Viçosa: UFV, Departamento de solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de áreas Degradadas, p.149-161, 1998.

CHAER, G. M.; RESENDE, A. S.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M.; BODDEY, R. M. Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. **Tree Physiology**. Oxford, v.31, p.139-149, 2011.

COMPTON, J. E.; BOONE, R. D. Soil nitrogen transformations and the role of light fraction organic matter in forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.34, n.7, p.933-943, 2002.

COOKE, J. A.; JOHNSON, M.S. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. **Environment**, v.10, p.41-71, 2002.

CORRÊA, R. S. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração no cerrado: Manual para revegetação.** Brasília: Universa, 2005, 186p.

CORAZZA, E.J.; SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S.; GOMES, A.C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.23, p.425-432, 1999.

DEFELIPO, B. V.; RIBEIRO, A. C. **Análise química do solo, metodologia.** 2. ed. Viçosa: Editora UFV, 1997. 26p.

EMBRAPA - **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análises de solo.** 2ª edição revista. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, 230p, 2011.

FÁVERO, C.; LOVO, I. C.; Mendonça, E. S. Recuperação de área degradada com sistema agroflorestal no Vale do Rio Doce, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.23, n.5, p.861-868, 2008.

FERNANDES, B.; SYKES, D. J. Capacidade de campo e retenção de água em três solos de Minas Gerais. **Revista Ceres**, v.15, p.1-39, 1968.

JANTALIA, C. P.; PETRERE, C.; AITA, C.; GIACOMINI, S.; URGUAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. **Estoque de carbono e nitrogênio do solo após 17 anos sob preparo convencional e plantio direto em dois sistemas de rotação de culturas em Cruz Alta, RS.** Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2006. 42p.

KOBIYAMA, M. et al. **Áreas degradadas e sua recuperação.** Belo Horizonte, p.10-17, 2001.

LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L.; MACHADO, P. L. O. A.; GALVÃO, J. C. C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.27, p.821-832, 2003.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; PERIN, A.; ANJOS, L. H. C. Agregação, carbono e nitrogênio em agregados do solo sob plantio direto com integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.46, n.10, p. 1269-1276, 2011.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.28, p.175-187, 2004.

MARQUES, I. C. **Uso de composto orgânico e espécies do cerrado na revegetação de área remanescente da extração de cascalho em Diamantina - MG**. 2012. 99f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri- UFVJM. Diamantina, 2012.

MAITI, D.; MAITI, S. K. Ecorestoration of waste dump by the establishment of grass-legume cover. **International journal of scientific & technology research**, v.3, n.3, p.37- 41, 2014.

MARIN, A. M. P. **Impactos de um sistema agroflorestal com café na qualidade do solo**. 2002. 83f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

MELCHERT, G. D.; EGER, A. P.; KASSA, Z.; DEWAR, S. W. **Reclaiming coarse taconite tailing with municipal solid waste compost**. National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Pittsburgh, Pennsylvania. 1994. 9p.

MELO, M. T. V.; BORBA, R. R.; COELHO, W. A. O distrito ferrífero de Itabira: Minas do Cauê, Conceição, Dois córregos, Periquito, Onça, Chacrinha e Esmeril. In: SHOBENHAUS, C.; COELHO, C. E. S. **Principais depósitos minerais do Brasil**. DNPM, Brasília, p.7-28, 1986.

MELLO, F. A. F.; SOBRINHO, M. O. C. B.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I. NETTO, A C., KIEHL, J. C. **Fertilidade do solo**. São Paulo, Nobel, 1983. 400 p.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: Métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005. 107p.

NUNES, R. S.; LOPES, A. A. C.; SOUSA, D. M. G.; MENDES, I. C. Sistemas de manejo e os estoques de carbono e nitrogênio em latossolo de cerrado com a sucessão soja-milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.35, p.1407-1419, 2011.

NUNES, M. A. J.; SILVA, R. G. da ; COSTA, S. G. . **O quadrilátero ferrífero e o Norte de Minas Gerais: análise da história e importância econômica**. In: II Colóquio cidade e região: urbanidades e ruralidades contemporâneas, 2012, Montes Claros. II Colóquio cidade e região: urbanidades e ruralidades contemporâneas, 2012.

REGENSBURGER, B. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração de argila através da regularização topográfica, da adição de insumos e serrapilheira, e de**

atratores da fauna. 2004. 97f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas). Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC. Florianópolis, 2004.

REZENDE, L. A. L. **Reabilitação de campos ferruginosos degradado pela atividade minerária no Quadrilátero Ferrífero.** 2010. 63f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal Viçosa, Viçosa, 2010.

RUCHKYS, Ú. A.; MACHADO, M. M. M.; CASTRO, P. T. A.; RENGGER, F. E. ; TREVISOL, A. BEATO, D. A. C. Geoparque Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. In: SHOBHENHAUS, C.; SILVA, C. (Org.). **Geoparques do Brasil: propostas.** 1ed. Rio de Janeiro: Serviço Geológico do Brasil, v.1, p.183-220, 2012.

RUIVO, M. L. P. AMARAL, I. G.; FARO, M. P. S.; RIBEIRO, E. L. C.; GUEDES, A. L. S.; SANTOS, M. M. L. S. Caracterização Química da Manta Orgânica e da Matéria Orgânica Leve em Diferentes Tipos de Solo em uma Topossequência na Ilha de Algodoal/Maiandeuá, PA. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, sér. **Ciências Naturais.** Belém, v.1, n.1, p.227-234, 2005.

SHRESTHA, R. K.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. *Geoderma*, v.161, p.168-176, 2011.

SHAMOOT, S.; MacDONALDS, L.; BARTHOLOMEW, W.V. Rhizodeposition of organic matter debris in soil. **Soil Science Society of America Journal**, v.32, p.817-820, 1968.

STEINER, F.; PIVETTA, L. A.; ZOZ, T.; PINTO JUNIOR, A. S. Estoque de carbono orgânico no solo afetado por adubação orgânica e sistemas de culturas no Sul do Brasil. **Ciências Agrárias.** Londrina, v. 33, p. 2775-2788, 2012.

SOUSA, L. S. **Estoque de Carbono em uma jazida revegetada no Distrito Federal: Geração de Créditos de Carbono.** 2010. 97f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

TORRES, A. Q. A. **Dinâmica da matéria orgânica do solo em área degradada em recuperação com plantio de leguminosas arbóreas, no município de Angra dos reis.** 2011. 42f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2011.

VALCARCEL, R.; VALENTE, F. D. W.; MOROKAWA, M. J.; CUNHA, F. V.; PEREIRA, N. C. R. Avaliação da biomassa de raízes finas em área de empréstimo submetida a diferentes composições de espécies. **Revista Árvore.** Viçosa, v.31, n.5, p.923-930, 2007.

WHITE, R. **Princípios e práticas da ciência do solo como um recurso natural.** 4. ed. São Paulo: Andrei Editora, 2009. 426p.

WOOMER, P. L.; MARTIN, A.; ALBRECHT, A.; RESCK, D. V. S.; SCHARPENSEEL, H. W. The importance and management of soil organic matter in the tropics. In: Woomer, P. L.; Swift, M. J. (Ed.). **Biological management of tropical soil fertility.** p.47-80, 1994.

CAPÍTULO 2

ATIVIDADE BIOLÓGICA EM REJEITO DE MINERAÇÃO DE FERRO SOB DIFERENTES DOSES DE COMPOSTO ORGÂNICO E COMPOSIÇÕES VEGETAIS

1. INTRODUÇÃO

A mineração é uma atividade econômica fundamental para o desenvolvimento de um País, que envolve um conjunto de processos, atividades e técnicas essenciais para a extração de bens minerais da crosta terrestre (Santos et al., 2010). No entanto, é responsável por vários problemas ambientais. Os impactos negativos diretos da mineração para superfície terrestre são geralmente graves, com a destruição de ecossistemas naturais, por meio da remoção do solo, das plantas e dos animais ou eliminação de resíduos (Cooke & Johnson, 2002), como estéreis ou rejeitos

A disposição de rejeitos pode causar diversos impactos ao ambiente, a exemplo da poluição visual, causada pela alteração da paisagem natural, contaminação de águas subterrâneas e superficiais, contaminação do ar, assoreamento de cursos de água etc. (Santos et al., 2010).

A recuperação dessas áreas degradadas é complexa, pois geralmente apresentam baixa disponibilidade de nutrientes, baixo teor de matéria orgânica e

características físicas que dificultam o estabelecimento e crescimento de plantas (Dias et al., 2007). Assim, devido a essas limitações, a incorporação de material orgânico na superfície do rejeito associado à revegetação tem sido estratégias importantes na recuperação de áreas degradadas pela exploração de minérios. O uso de fontes orgânicas desencadeia no solo diversas reações benéficas, como o aumento da atividade microbiana, maior retenção de cátions e ânions, melhoria da estrutura e capacidade de retenção de água, o que ajuda na rápida recuperação das áreas degradadas (Wadt et al., 2003). Nesse contexto, a matéria orgânica tem papel central na manutenção da fertilidade (Carvalho et al., 2008) e na melhoria das características físicas e biológicas dos substratos minerados.

Os microrganismos são componentes-chave neste processo (Cerri et al., 2006), pois atuam diretamente na oxidação e liberação de nutrientes, que são essenciais à nutrição da biota do solo e das plantas (Ruivo et al., 2005). O entendimento sobre o comportamento dos processos microbianos é preponderante para o conhecimento da ciclagem de nutrientes, da dinâmica da matéria orgânica, do fluxo de energia do solo e para a adoção de práticas de manejo adequadas (Smith & Paul, 1990).

Avaliando a recuperação de uma área sob mineração de ferro, Trindade et al. (2000) constataram a importância da adição de fontes de carbono para a melhoria das condições microbiológicas do substrato. Saviozzi et al. (2002) também avaliaram o efeito da aplicação de materiais orgânicos sobre a atividade microbiana e, verificaram aumento significativo no crescimento da microbiota e na atividade enzimática do substrato a ser recuperado.

A respiração basal é uma das formas de quantificar a atividade microbiana nos solos, dando idéia sobre a decomposição e a disponibilidade de carbono nos ecossistemas terrestres (Lynch, 2004). Passianoto et al. (2001) mencionam que esta variável microbiológica mostra-se bastante indicada como ferramenta para avaliar a recuperação de áreas degradadas, pelo seu baixo custo, eficiência e por indicar rapidamente mudanças no ambiente.

Estimativas da biomassa microbiana (BM) têm sido usadas em estudos do fluxo de C e N, ciclagem de nutrientes e produtividade das plantas em diferentes ecossistemas terrestres (Gama-Rodrigues, 1999). Em alguns casos, alterações na população e na atividade microbiana podem preceder mudanças nas propriedades químicas e físicas, refletindo um claro sinal na melhoria ou na degradação do solo (Araújo & Monteiro, 2007). Assim, a avaliação da BM é importante para compreender e

prever os efeitos a longo prazo das mudanças nas condições do solo (Srivastava & Singh, 1991).

As transformações mediadas pela biomassa microbiana são catalisadas pelas enzimas, que exercem também importante papel na funcionalidade dos processos nos solos (Carneiro et al., 2008). Chodak & Niklinska (2012) evidenciam que a determinação da atividade das enzimas envolvidas na ciclagem de nutrientes, tais como N, P ou S, pode dar informações sobre a renovação de nutrientes no solo.

Visto que os microrganismos do solo são agentes de transformação da matéria orgânica e sensíveis a quaisquer sistemas de manejo do solo, a quantificação de sua atividade pode contribuir para melhor compreensão do efeito da interferência antrópica em ambientes minerados em processo de recuperação. Assim, este estudo teve como objetivo avaliar o efeito de diferentes doses de composto orgânico e composições vegetais sobre a atividade microbiana em rejeito de beneficiamento de ferro.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

O experimento foi montado em março de 2013 na barragem de rejeito Furquilha III, pertencente à unidade de Fábrica-VALE, localizada no Quadrilátero Ferrífero (QF), no município de Ouro Preto, MG, nas coordenadas 43°50'22''W e 20°24'45'' S e altitude média de 1.182 m.

A área experimental localiza-se sobre as rochas do Supergrupo Minas, cuja composição geológica é predominantemente de Itabirito sob vegetação de campo rupestre ferruginoso ou quartizítico.

Os solos encontrados no QF são diversificados quanto à sua classificação, em sua grande maioria são álicos ou distróficos e compreendem Cambissolos, Latossolos, Argissolos, Neossolos Litólicos e Plintossolos pétricos (Rezende, 2010).

O clima predominante no Quadrilátero Ferrífero é do tipo CWa, de acordo com classificação de Koppen, caracterizado como temperado-quente, com estações bem definidas (verão chuvoso e inverso seco) (Nunes et al., 2012). A temperatura máxima anual varia em torno de 34 °C e mínima em torno de 9 °C, com média de 22 °C (Melo et al., 1986). A precipitação pluviométrica varia entre 1300 mm e 2100 mm por ano (Ruchkys et al., 2012).

2.2. Caracterização dos materiais

A amostragem do rejeito foi realizada por meio de coleta de amostra composta, proveniente da mistura de dez amostras simples, coletadas na profundidade de 0 a 20 cm em transectos nos sentidos N-S e L-O, cuja distância foi de 30 m em cada transecto. O material foi seco ao ar, homogeneizado, destorroado e passado em peneira com abertura de malha de 4,0 mm. Após a homogeneização, foram retiradas três amostras e novamente destorroadas e passadas em peneira com abertura de malha de 2,0 mm para a determinação das características químicas (Tabela 1).

Para as análises físicas (Tabela 2) amostras deformadas foram usadas para a determinação da granulometria, equivalente de umidade e densidade de partículas. Também foram coletadas amostras indeformadas, na camada de 0 a 5 cm, com uso de anel volumétrico de aço inox, cravado no substrato com auxílio de trado tipo Uhland para a determinação da densidade do solo.

Tabela 1 - Caracterização química do substrato da bacia de rejeito de beneficiamento de minério de ferro

pH (H ₂ O)	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	t	T	V	m
	— mg dm ⁻³ —		cmol _c dm ⁻³							— % —	
7,3	8,3	19,2	0,79	0,02	0	0,3	0,85	0,85	1,13	76,0	0,0

MO	P-rem	S	Zn	Fe	Mn	Cu	Cr	Ni	Cd	Pb
dag kg ⁻¹	mg L ⁻¹		mg dm ⁻³							
0,086	49,4	17,8	1,51	52,8	68,7	0,99	0,8	1,0	0,1	0,1

pH (H₂O) (1:2,5). P: Mehlich-1 (Defelipo & Ribeiro, 1997). K, Cu, Zn, Fe e Mn: Mehlich-1 (EMBRAPA, 2011). Ca, Mg e Al: Extrator KCl 1 mol L⁻¹ (Defelipo & Ribeiro, 1997). H+Al: Extrator acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ a pH 7,0 (Defelipo & Ribeiro, 1997). MO: CO x 1,72 (Walkley-Black). P-rem: Alvarez V. et al. (2000). S: Extrator fosfato monocálcico (Ca(H₂PO₄)₂) 500 mg L⁻¹ de P em ácido acético (HOAc) 2 mol L⁻¹ (Alvarez V. et al., 2001). Cr, Ni, Cd e Pb: Digestão ácida em microondas (USEPA, 1994).

Tabela 2 - Caracterização física do substrato proveniente da bacia de rejeito de beneficiamento de minério de ferro

Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	Dp	Ds	Pt	Pma	Pmi	EU
— dag kg ⁻¹ —				— g cm ⁻³ —		— cm ³ cm ⁻³ —			
27	33	35	5	3,89	1,90	0,44	0,09	0,35	0,33

Granulometria (EMBRAPA, 2011), adaptado por Ruiz (2005). Densidade de partículas pelo método do balão volumétrico (EMBRAPA, 2011). Densidade do solo (EMBRAPA, 2011). Equivalente de umidade (Fernandes & Sykes, 1968).

Visto que o valor de pH do rejeito foi de 7,3 não foi feito calagem, mesmo havendo necessidade de reposição de cálcio e magnésio. O cálcio e o magnésio foram supridos pelas fontes supersimples e sulfato de magnésio, respectivamente.

O composto orgânico aplicado é formado por uma mistura de palha de café, moinho de carvão e baquilho de cana, contendo cerca de 15 % de C, 1 % de N, 1 % P_2O_5 .

2.3. Montagem do experimento

Para a montagem do experimento foi utilizado o esquema de parcelas subdivididas, sendo nas parcelas (20 x 30 m) estudado o efeito da aplicação de quatro doses de CO (0; 4,17; 8,33 e 16,67 t ha⁻¹ equivalentes a 0, 250, 500 e 1000 kg ha⁻¹) e na subparcela (10 x 20 m) o efeito de composição de espécies vegetais (mudas de gramíneas nativas coletadas na região, sementes de espécies exóticas e a mistura dessas), em delineamento experimental de blocos casualizados, com três repetições. As quantidades de sementes e mudas utilizadas são apresentadas na Tabela 3. A descrição das espécies utilizadas é apresentada na Tabela 4.

Tabela 3 - Quantidade de mudas de gramíneas nativas e de espécies exóticas utilizadas no experimento

Subparcelas	Gramíneas nativas		Exóticas	
	muda/ha	muda/subparcela	kg/ha	kg/subparcela
Gramíneas nativas	10.000	200		
Exóticas			70	1,4
Gramíneas nativas-Exóticas	10.000	200	70	1,4

Tabela 4 - Descrição das gramíneas nativas e espécies exóticas utilizadas no experimento

Espécie	Nome Popular	Família	Origem/Hábito
<i>Eleusine indica</i>	Capim-pé-de-galinha	Poaceae	Nativa/ -
<i>C. viridiflavescens</i>	Capim amargoso	Poaceae	Nativa/Cespitoso
<i>Paspalum spp</i>	-	Poaceae	Nativa/ -
<i>Crotalária juncea</i>	Crotalária	Fabaceae	Exótica/Arbustiva
<i>Dolichos lablab</i>	Lab-Lab	Fabaceae	Exótica/Herbácea
<i>Cajanus cajan</i>	Feijão guandú	Fabaceae	Exótica/Arbustiva
<i>Avena spp</i>	Aveia	Poaceae	Exótica/Cespitoso

Previamente ao plantio foi realizada adubação em todas as parcelas do experimento, em que foram adicionados 300 kg/ha (18 kg/parcela) de NPK 4-30-16, 15 kg/ha (0,9 kg/parcela) de FTE e 23,33 kg/ha (1,4 kg/parcela) de Sulfato de magnésio.

2.4. Avaliação dos efeitos de tratamentos

2.4.1. Taxa Respiratória do solo

A atividade microbiana do solo foi avaliada pela evolução de CO₂, conforme descrito por Mendonça & Matos (2005), adaptado de Curl & Rodriguez-Kabana (1972) e Stotzky (1965).

Para isso, recipientes plásticos de 500 cm⁻³, que continham 50 g do rejeito dos diferentes tratamentos, e frascos de 30 mL de solução NaOH 0,5 mol L⁻¹ e outro contendo 30 mL de H₂O (para manter a umidade constante) foram hermeticamente fechados e incubados por 2, 4, 7, 11 e 16 dias à 25 °C. Em cada período de avaliação os recipientes ficaram abertos por 15 min. para a troca de ar e uma nova solução de NaOH foi adicionada. Em seguida, foi pipetado 10 mL da solução NaOH (previamente incubada com o rejeito), para erlenmeyer de 125 mL, adicionado 10 mL da solução de BaCl₂ 0,05 mol L⁻¹ e acrescentadas três gotas de fenolftaleína 1 %, logo, titulado com solução de HCl 0,25 mol L⁻¹.

A umidade do solo foi previamente ajustada para 60 % da capacidade de campo (CC) cujo valor foi em torno de 0,138 kg kg⁻¹, e para cada tratamento, realizou-se as análises em triplicatas. A partir do volume de HCl consumido, foi calculada a quantidade de C-CO₂ liberado por grama de carbono do substrato seco. A quantidade total de C-CO₂ produzido é igual ao somatório dos valores obtidos durante cada avaliação.

2.4.2. Carbono da biomassa microbiana (CBM)

Para estimar a biomassa microbiana foi utilizado o método da irradiação da amostra com microondas, proposto por Mendonça & Matos (2005) adaptado de Islam & Weil (1998) e Brookes et al. (1982), para promover a morte dos microrganismos e extração com K₂SO₄ 0,5 mol L⁻¹ para determinação da BM. Na extração é possível

remover o C liberado com a lise celular e por diferença de amostras de solo irradiadas e não irradiadas, ajustando-se um fator de correção, é possível quantificar a BM do solo.

O tempo de exposição das amostras do substrato à irradiação do microondas considerou uma potencia real do aparelho de aproximadamente 630 J/s. A determinação do carbono presente nos extratos foi realizada por titulometria. Do mesmo modo à respiração a umidade do solo foi previamente ajustada 60 % da CC, e para cada tratamento realizou-se as análises em triplicatas.

Ainda, foram coletadas amostras de solo da Mata Nativa, próxima à área minerada, para a análise do CBM.

2.4.3. Atividades enzimáticas

Fosfomonoesterases ácidas

A avaliação da atividade de fosfomonoesterases ácidas foi realizada pela metodologia descrita por Tabatabai (1994), que envolve a estimação colorimétrica do p-nitrofenol liberado quando a amostra é incubada com solução tamponada de p-nitrofenil fosfato e tolueno a 37 °C, por 1 h. Amostras de 1 g do substrato foram adicionadas em uma solução contendo 0,2 mL de tolueno, 4 mL de MUB (pH 6,5), 1 mL da solução de p-nitrofenil, e incubadas em banho-maria a 37 °C por 1 h. A reação foi interrompida pela adição de 1 mL de CaCl_2 0,5 mol L⁻¹ e 4 mL de NaOH. A atividade da fosfatase foi quantificada no sobrenadante pelo método colorimétrico. Os dados foram expressos em $\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

Urease

A atividade da urease foi determinada incubando-se 5,0 g da amostra de substrato úmida com 0,2 mL de tolueno, 7,5 mL de tris (hidroximetil) aminometano (THAM), com o pH ajustado em 9,0, e 1,0 mL de uréia 0,2 mol L⁻¹ por três horas a 37 °C (Tabatabai & Bremner, 1972 apud Tabatabai, 1977). A atividade foi expressa em $\mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH₄ no rejeito.

2.5. Análises dos dados

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância aplicando-se o teste F, ao nível de 5% de significância, desdobrando quando significativa à interação e ajustando-se modelos de regressões para avaliar o efeito das doses de composto orgânico em cada composição vegetal presente. Para avaliar o efeito da composição vegetal dentro de cada dose, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5 % de significância. Ainda, foi feito contrastes ortogonais para a variável CBM. As análises estatísticas foram realizadas no programa estatístico Sisvar 5.1.

As correlações entre os atributos microbianos estudados foram determinadas por análise de correlação linear de Pearson, no software GENES.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Taxa Respiratória do solo

Os valores médios da respiração do solo, de maneira geral, não diferiram em função da composição vegetal para as doses de composto orgânico avaliadas, exceto para gramíneas nativas-exóticas na dose 8,33 t ha⁻¹ (Tabelas 5 e 6). Isto pode ser justificado possivelmente pela variação da amostragem, distribuição das plantas e o pequeno tempo de condução do experimento, não sendo possível até o momento visualizar diferenças.

Tabela 5 - Análise de variância para valores médios de Respiração Acumulada (RA) e Taxa Respiratória (TR) do rejeito

FV	GL	QUADRADOS MÉDIOS	
		Respiração Acumulada	Taxa Respiratória
Bloco	2	44,997619 ^{ns}	0,176858 ^{ns}
Dose	3	881,577558**	3,442615**
Resíduo (a)	6	10,794519	0,042173
Espécie	2	134,298636**	0,519858**
Dose x Espécie	6	194,431569**	0,757273**
Resíduo (b)	16	17,339728	0,067953
CV 1 (%)		2,62	
CV 2 (%)		3,33	

**, ^{ns}: Significativo a 1 % e Não significativo, respectivamente, pelo teste F.

Tabela 6 - Respiração Acumulada (RA) e Taxa Respiratória (TR) do rejeito (incubado por 16 dias à $\pm 25^{\circ}\text{C}$) em função da composição vegetal para as doses de composto orgânico avaliadas

Composição vegetal	Dose (t ha^{-1})			
	0	4,17	8,33	16,67
----- RA ($\mu\text{g g}^{-1}$ de C-CO ₂)-----				
Gramíneas nativas	120,87 a	136,19 a	145,18 a	112,75 a
Exóticas	113,30 a	132,69 a	137,46 a	115,88 a
Gramíneas nativas-Exóticas	121,69 a	133,53 a	117,07 b	116,07 a
----- TR ($\mu\text{g g}^{-1} \text{dia}^{-1}$ de CO ₂)-----				
Gramíneas nativas	7,55 a	8,51 a	9,07 a	7,05 a
Exóticas	7,08 a	8,29 a	8,59 a	7,24 a
Gramíneas nativas-Exóticas	7,61 a	8,35 a	7,32 b	7,25 a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de significância.

O efeito das doses de composto orgânico na respiração microbiana do solo para as diferentes composições vegetais está apresentado na Tabela 7 e indicam que houve resposta significativa para gramíneas nativas e exóticas, não sendo observado o mesmo efeito para a composição gramíneas nativas-exóticas.

A maior atividade microbiana foi verificada nas doses 4,17 e 8,33 t ha^{-1} de CO nas composições gramíneas nativas e exóticas. Esse fato refletiu em maior liberação de C-CO₂ para a atmosfera, e consequentemente, maior consumo de carbono prontamente disponível do rejeito, o que é confirmado pelos menores valores de COT verificados nestes tratamentos (Tabela 8).

O aumento na respiração pode estar diretamente relacionado com a quantidade de C facilmente utilizável pelos microrganismos e com a relação C/N do solo (Pavinato & Rosolem 2008). Resíduos com baixa relação C/N decompõem-se mais rápido que os de relação C/N alta (Marques et al., 2000), consequentemente, ocorre maior liberação de nutrientes para os vegetais (Marques et al., 2000; Batista et al., 2008). Por outro lado, pode levar a um declínio no armazenamento de nutrientes no solo para as plantas (Woomer et al., 1994).

Tabela 7 - Equações ajustadas para as variáveis Respiração Acumulada (RA) e Taxa Respiratória (TR) do rejeito (incubado por 16 dias à $\pm 25^{\circ}\text{C}$) para as diferentes composições vegetais em função das doses de composto orgânico

Espécie	Variável	Equação ajustada	R ²
Gramíneas nativas	RA	$\hat{Y} = 120,0108 + 6,0519^{**}x - 0,3884^{**}x^2$	0,9861
Exóticas		$\hat{Y} = 113,6489 + 5,7588^{**}x - 0,3380^{**}x^2$	0,9965
Gramíneas nativas-Exóticas		$\hat{Y} = 122,0883$	-----
Gramíneas nativas	TR	$\hat{Y} = 7,4996 + 0,3782^{**}x - 0,0242^{**}x^2$	0,9860
Exóticas		$\hat{Y} = 7,1041 + 0,3595^{**}x - 0,0211^{**}x^2$	0,9969
Gramíneas nativas-Exóticas		$\hat{Y} = 7,6316$	-----

** : Significativo a 1 %.

Tabela 8 - Carbono orgânico Total (COT), relação C/N em função das composições vegetais e das doses de composto orgânico

Composição vegetal	Dose (t ha ⁻¹)			
	0	4,16	8,33	16,66
	----- COT (g kg ⁻¹) -----			
Gramíneas nativas	0,65 a	0,63 a	0,63 a	0,74 a
Exóticas	0,61 a	0,49 b	0,43 b	0,71 a
Gramíneas nativas-Exóticas	0,67 a	0,40 b	0,51 ab	0,80 a
CV (%)	9,92			
	----- Relação C/N -----			
Gramíneas nativas	38,32 a	32,39 a	27,04 a	38,80 a
Exóticas	22,00 b	20,99 b	17,24 ab	21,74 b
Gramíneas nativas-Exóticas	45,25 a	39,71 a	28,57 a	36,62 a
CV (%)	16,81			

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de significância.

Menores perdas de carbono foram verificadas nas parcelas em que foi aplicada a maior dose de composto orgânico (16,66 t ha⁻¹), nos tratamentos com gramíneas nativas e exóticas, mostrando ser mais eficiente que as demais doses em armazenar o carbono no substrato.

A menor alteração nos níveis de respiração está associada ao fato de que os microrganismos necessitaram de menores modificações metabólicas para utilizar os novos recursos disponíveis no ambiente (Martins et al., 2012). Assim, o tipo de manejo do solo pode selecionar uma população microbiana mais eficiente, que perderia menos C via respiração (Balota et al., 1998). A queda na taxa respiratória, pode ser devido também ao C encontrar-se em formas mais humificadas ou que a composição do material orgânico não seja favorável à atuação dos microrganismos, por ser mais resistentes (Trindade et al., 2000).

Sistemas de manejo que apresentam menor perda de C para a atmosfera e maior potencial de conservação de carbono no solo contribuem rapidamente para a recuperação ambiental de áreas mineradas, visto que melhoram o condicionamento do rejeito, dando suporte para o estabelecimento da vegetação.

3.2. Carbono da Biomassa Microbiana (CBM)

No geral, as parcelas com gramíneas nativas apresentaram maior eficiência na imobilização de carbono da biomassa microbiana, exceto para as doses 0 e 8,33 t ha⁻¹, onde não foi verificada diferenças significativas para composição vegetal (Tabelas 9 e 10). No entanto, estes incrementos estão muito aquém dos valores encontradas para a área de referência (Tabela 11). Apartir dos resultados, pode-se supor que, com a presença de gramíneas nativas na dose de 16,67 t ha⁻¹ de CO, o rejeito levaria cerca de 21 anos para atingir o nível de CBM conferidos na área nativa, se todas as condições ambientais da área de estudo permanecessem as mesmas.

Em área de reabilitação após mineração de bauxita, a partir de um ano de reabilitação, Carneiro et al. (2008) observaram que o teor de CBM está intimamente relacionada com a revegetação da área, que reestabelece a entrada de carbono via rizosfera e proporciona maior suprimento desse à biomassa microbiana.

Tabela 9 - Análise de variância para valores médios de Carbono da Biomassa Microbiana

FV	GL	QUADRADOS MÉDIOS
		CBM
Bloco	2	2,503358 ^{ns}
Dose	3	67,405651 ^{**}
Resíduo (a)	6	0,956030
Espécie	2	8,121513 [*]
Dose x Espécie	6	2,379831 [*]
Resíduo (b)	16	0,884313
CV 1 (%)		19,12
CV 2 (%)		18,39

^{**}, ^{*}: Significativo a 1 e 5 %, respectivamente, pelo teste F.

ns - Não significativo

Tabela 10 - Carbono da biomassa microbiana (CBM) do rejeito em função da composição vegetal e das doses de composto orgânico

Composição vegetal	Dose (t ha ⁻¹)			
	0	4,17	8,33	16,67
	----- µg g ⁻¹ CBM -----			
Gramíneas nativas	3,72 a	4,99 a	4,56 a	10,94 a
Exóticas	3,88 a	1,82 ab	4,10 a	8,23 b
Gramíneas nativas -Exóticas	3,43 a	2,90 b	4,51 a	8,31 b

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de significância.

Tabela 11 - Contraste médio e sua significância para área de referência

Contraste	CONTRASTES MÉDIOS
	CBM
Contraste 1	-228,68**
CV (%)	36,08

**: Significativo a 1%, pelo teste de Scheffè.

Mesmo que considerado baixo o incremento da biomassa microbiana, a dose de 16,67 t ha⁻¹ de CO, independente das composições vegetais, mostrou-se mais favorável para o crescimento dos microorganismos (Tabela 12). Esse pequeno aumento, pode ser reflexo da maior incorporação de CO neste sistema. Tal inferência pode ser confirmada pela correlação significativa e positiva entre CBM e COT ($r = 0,7130$; $p < 0,01$) (Tabela 13).

Tabela 12 - Equações ajustadas para a variável Carbono da Biomassa Microbiana (CBM) para as diferentes composições vegetais em função das doses de composto orgânico

Espécie	Variável	Equação ajustada	R ²
Gramíneas nativas	RA	$\hat{Y} = 4,0579 - 0,1248x + 0,03186x^2$	0,9574
Exóticas		$\hat{Y} = 3,5124 - 0,32531x + 0,0369x^2$	0,9239
Gramíneas nativas-Exóticas		$\hat{Y} = 3,2698 - 0,08469x + 0,02345x^2$	0,9825

*, **: significativos a 5 e 1%, respectivamente.

Tabela 13 - Correlação de Pearson entre as variáveis analisadas em função das composições vegetais e das doses de composto orgânico

	CO ₂	COT	CBM	C/N
CO ₂	1,00	-0,4757	-0,5725*	-0,3736
COT		1,00	0,7130**	0,3469
CBM			1,00	0,3051
C/N				1,00

**, *: Significativo a 1 e 5%, respectivamente, pelo teste t.

Quanto maior o CBM, maior será a reserva de C no solo, o que expressa um menor potencial de decomposição da matéria orgânica (Gama-Rodrigues et al., 1997). Além do carbono, Srisvastava & Singh (1991) mencionam que os microrganismos representam um importante reservatório de N e P, em torno de 2 a 5 % e 2 a 20 %, respectivamente. Contribuem, portanto, para a manutenção da sustentabilidade a longo prazo (Melero et al., 2006). Assim, solos que armazenam maior conteúdo de carbono na biomassa microbiana são capazes não somente de estocar, mas também de ciclar mais nutrientes no ambiente (Gregorich et al., 1994).

Os microorganismos contribuem para reduzir a degradação e são essenciais na reabilitação de solos degradados e no restabelecimento da vegetação de cobertura (Siqueira et al., 1994). Estratégias de manejo que promovam aumentos da biomassa microbiana são fundamentais para a consolidação do processo de recuperação de bacias de depósitos de rejeito de ferro.

3.3. Enzimas

A fosfatase e a urease são enzimas extracelulares que estão envolvidas com a ciclagem de P e N, respectivamente (Chodak & Niklinska, 2012). Segundo Araújo & Monteiro (2007) são importantes mediadoras do catabolismo biológico dos componentes orgânico e mineral do solo. O incremento destes atributos biológicos do solo representam o ponto-chave no sucesso do processo de reabilitação do solo (Carneiro et al., 2008).

Para a atividade da fosfatase ácida, não houve diferença significativa entre a interação dose x espécie e nem para os fatores isolados (Tabela 14), mesmo assim, optou-se por mostrar os resultados do desdobramento do teste de média, visto a importância deste atributo biológico na recuperação de áreas mineradas. Por outro lado, foi verificada interação significativa para atividade da urease (Tabela 14).

Apesar disso, a fosfatase apresentou maior valor no ambiente revegetado com gramíneas nativas, quando este foi submetido à aplicação de 16,67 t ha⁻¹ de composto orgânico (Tabela 15). Supostamente, a elevada liberação de exsudatos radiculares pelas gramíneas, atrelado a aplicação maior de CO tenha contribuído para maior diversidade microbiana, consequentemente, maior produção e liberação de fosfatase.

Sastre et al. (1996) verificaram o efeito estimulador da adição de resíduos orgânicos sobre as atividades enzimáticas. Liang et al. (2005) complementa que além do adubo orgânico, a rizodeposição de C também contribui para o aperfeiçoamento das atividades biológicas e subsequente síntese das enzimas. Este fato pode ser comprovado pela correlação positiva entre CBM e atividade da fosfatase ácida ($r = 0,5905$; $p < 0,05$) (Tabela 16). Diversos trabalhos têm demonstrado que as fosfatases apresentam correlação positiva com o teor de CBM (Dick & Tabatabai, 1993; Silva et al., 2012; Godoy et al., 2013). A biomassa microbiana é a principal fonte de enzima, assim é responsável pela quase totalidade da atividade biológica do solo (Moreira & Siqueira, 2002). Avaliando a atividade enzimática em uma área de mina de carvão em processo de recuperação, Fresquez et al. (1987) verificaram que a maior população de microrganismos proporcionou maior aumento das atividades das enzimas, o que refletiu em maior adição de carbono, nitrogênio e fósforo nestas áreas.

Tabela 14 - Análise de variância para valores médios das atividades da fosfatase ácida e urease

FV	GL	QUADRADOS MÉDIOS	
		Fosfatase	Urease
Bloco	2	1,203758 ^{ns}	0,017353 ^{ns}
Dose	3	2,381220 ^{ns}	2,902130 ^{**}
Resíduo (a)	6	0,333440	0,047577
Espécie	2	1,559178 ^{ns}	0,917820
Dose x Espécie	6	0,876367 ^{ns}	1,559402 ^{**}
Resíduo (b)	16	0,647634	0,366440
CV 1 (%)		13,58	6,20
CV 2 (%)		18,93	17,22

^{**}, ^{ns}: Significativo a 1 % e Não significativo, respectivamente, pelo teste F.

Tabela 15 - Atividades enzimáticas no rejeito em função da composição vegetal e das doses de composto orgânico

Composição vegetal	Dose (t ha ⁻¹)			
	0	4,17	8,33	16,67
----- Fosfatase (µg g ⁻¹ h ⁻¹ de p-nitrofenol)-----				
Gramíneas nativas	4,38 a	4,09 a	3,86 a	5,21 ab
Exóticas	4,06 a	3,89 a	3,70 a	3,73 b
Gramíneas nativas-Exóticas	4,61 a	3,54 a	4,08 a	3,88 a
----- Urease (µg g ⁻¹ h ⁻¹ de N-NH ₄)-----				
Gramíneas nativas	4,24 a	2,47 a	3,34 b	2,77 b
Exóticas	2,82 b	3,21 a	5,02 a	3,90 ab
Gramíneas nativas-Exóticas	3,51 ab	2,69 a	4,16 ab	4,07 a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de significância.

Além disso, foi verificada correlação positiva entre esta enzima e o COT ($r = 0,7532$; $p < 0,01$) (Tabela 16), logo, justifica-se a influência causada pelo efeito da adição de CO, e seu papel fundamental para a recuperação da atividade da fosfatase na reabilitação das áreas de rejeito de ferro.

Tabela 16 - Correlação de Pearson entre as variáveis analisadas em função das composições vegetais e das doses de composto orgânico

	COT	CBM	MOL	Fosfatase	Urease	C/N
COT	1,00	0,7130**	0,4761	0,7532**	-0,0765	0,3469
CBM		1,00	0,6635*	0,5905*	0,1666	0,3051
MOL			1,00	0,7690**	0,0626	0,4591
Fosfatase				1,00	0,0365	0,5265
Urease					1,00	-0,2826
C/N						1,00

**, * : Significativo a 1 e 5%, respectivamente, pelo teste t.

A atividade da urease teve comportamento diferente ao da fosfatase, pois observa-se que diferiram entre os tratamentos avaliados (Tabela 15). No geral, o maior valor foi verificado nas parcelas com o plantio de exóticas e gramíneas nativas-exóticas, exceção para a dose 0 e 4,17 t ha⁻¹ de CO. Em parte, este resultado pode ser explicado pela correlação negativa entre esta variável biológica e a relação C/N (Tabela 16), visto que não foi verificado diferença significativa, podendo outros fatores estar influenciando mais fortemente na atividade desta enzima. Vasconcellos et al. (2013) colocam que a utilização de espécies que proporcionem menor relação C/N pode

auxiliar na maior atividade microbiana do solo e maximizar a ciclagem de nutrientes.

Houve resposta significativa da atividade da urease, com aumento, em função das doses de composto orgânico para as diferentes composições vegetais implantadas, exceto para o tratamento gramíneas nativas-exóticas (Tabela 17). A atividade das ureases é influenciada pelo tipo de vegetação e pela quantidade de material orgânico incorporado, cujo efeito deste na atividade das ureases dependerá da sua disponibilidade como fonte energética para os microrganismos e da facilidade de sua mineralização (Santana, 2011).

Tabela 17 - Equações ajustadas para a atividade da urease em função das doses de composto orgânico aplicados para as diferentes composições vegetais

Espécie	Variável	Equação ajustada	R ²
Gramíneas nativas	Urease	$\hat{Y} = 3,6468 - 0,0606^*x$	0,3048
Exóticas		$\hat{Y} = 2,5683 + 0,3866^{**}x - 0,0181^{**}x^2$	0,7359
Gramíneas nativas-Exóticas		$\hat{Y} = 3,6058$	-----

*, ** = significativos a 5 e 1%, respectivamente.

Chodak & Niklinska (2012) colocam que esta enzima, da mesma forma que a fosfatase, depende do conteúdo de carbono orgânico do solo. No entanto, no presente estudo, a atividade da urease não se correlacionou positivamente com o conteúdo de COT (Tabela 16).

Apesar de não haver diferença significativa a 5 % a urease apresenta uma tendência de se correlacionar positivamente com o teor de CBM. Em uma área de mineração em processo de recuperação, Chodak & Niklinska (2012) verificaram que as atividades da urease e fosfatases ácidas foram positivamente correlacionadas com a biomassa microbiana e esta relação é fundamental para a recuperação sucessional dessas áreas.

As correlações encontradas entre as enzimas e os compartimentos de C do substrato, mesmo que não significativa para urease, evidenciam a importância da matéria orgânica na disponibilidade de fósforo e nitrogênio em áreas onde esses nutrientes são limitados, como o rejeito de beneficiamento de minério de ferro.

4. CONCLUSÕES

O sistema de manejo com maior aplicação de composto orgânico em bacias de rejeito de ferro proporcionou menor liberação de C-CO₂ para a atmosfera e incrementos no carbono da biomassa microbiana, demonstrando assim uma maior eficiência na imobilização de C pelos microrganismos. Isto pode resultar em incrementos de C no rejeito a longo prazo, por conseguinte criando condições para a sustentação da vegetal nessas áreas degradadas.

As atividades das enzimas foram influenciadas pelas crescentes doses de composto orgânico, porém obtiveram comportamento diferente para cada composição vegetal. A fosfatase ácida apresentou os melhores resultados quando o rejeito foi submetido a uma revegetação com gramíneas nativas na dose de 16,67 t ha⁻¹ e a urease quando na presença das exóticas e gramíneas nativas-exóticas. Os teores de carbono da biomassa microbiana, bem como o de carbono orgânico total do rejeito são atributos essenciais para estimular a síntese dessas enzimas e recuperação dessas áreas mineradas.

5. BIBLIOGRAFIA

ALVAREZ V., V. H.; NOVAIS, R. F.; DIAS, L. E.; OLIVEIRA, J. A. Determinação e uso do fósforo remanescente. **Boletim Informativo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Viçosa, v.23, p.27-32, 2000.

ALVAREZ V., V. H.; DIAS, L. E.; RIBEIRO JUNIOR, E. S.; SOUZA, R. B.; FONSECA, C. A. **Métodos de análises de enxofre em solos e plantas**. Viçosa: Editora UFV, 2001. 131p.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**. Uberlândia, v.23, n.3, p.66-75, 2007.

BATISTA, Q. R.; FREITAS, M. S. M.; MARTINS, M. A. Bioqualidade de área degradada pela extração de argila, revegetada com *Eucalyptus* spp. e Sabiá. **Caatinga Mossoró**, v.21, n.1, p.169-178, 2008.

BALOTA, E. L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.22, p.641-649, 1998.

CARNEIRO, M. A. C. SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; SOARES, A. L. L. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronossequências de reabilitação após a mineração de bauxita. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.32, p.621-632, 2008.

CARVALHO, A. M. X.; VALE, H. M. M.; FERREIRA, E. M.; CORDERO, A. F. P.; BARROS, N. F.; COSTA, M. D. Atividade microbiana de solo e serapilheira em áreas povoadas com *Pinus elliottii* e *Terminalia ivorensis*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.32, p.2709-2716, 2008.

CERRI C. E. P.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. J.; PAUSTIAN, K.; CERRI, C. C.; VICTORIA, R. L.; MELILLO, J. M. Interrelationships among soil total C and N,

microbial biomass, trace gas fluxes and internal N-cycling in soils under pasture of the Amazon region. **Journal of Sustainable Agriculture**, v.27, p.45-69, 2006.

CHODAK, M.; NIKLINSKA, M. Development of microbial biomass and enzyme activities in mine Soil. **Polish Journal of Environmental Studies**, v.21, n.3, p.569-577, 2012.

COOKE, J. A.; JOHNSON, M.S. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. **Environmental Reviews**, v.10, p.41-71, 2002.

DEFELIPO, B. V.; RIBEIRO, A. C. **Análise química do solo, metodologia**. 2. ed. Viçosa: Editora UFV, 1997. 26p.

DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; SOARES, E. M. B.; BETTIOL, W. Estoque de carbono e quantificação de substâncias húmicas em latossolo submetido à aplicação contínua de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.31, p.701-711, 2007.

DICK, W. A.; TABATABAI, M. A. Significance and potential uses of soil enzymes. In: METTING JUNIOR, F. B. (Ed.). **Soil microbial ecology applications in agricultural and environmental management**. New Youk: M. Dekker, p.95-127, 1993.

EMBRAPA - **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análises de solo**. 2ª edição revista. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, 230p, 2011.

FERNANDES, B.; SYKES, D. J. Capacidade de campo e retenção de água em três solos de Minas Gerais. **Revista Ceres**, v.15, p.1-39, 1968.

FRESQUEZ, P. R.; ALDON, E. F.; LINDEMANN, W. C. Enzyme activities in reclaimed coal mine spoils and soils. **Landscape and Crhan Planning**, v.14, p.359-367, 1987.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F. Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 21, p. 361-365, 1997.

GAMA-RODRIGUES, E. F. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. p. 227-243, 1999.

GODOY, S. G.; STONE, L. F.; FERREIRA, E. P. B.; COBUCCI, T.; LACERDA, M. C. Atributos físicos, químicos e biológicos do solo impactado por cultivos sucessivos de arroz. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.17, n. 12, 2013.

GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R.; ANGERS, D. A.; MONREAL, C. M.; ELLERT, B. H. Towards a minimum data set to assess soil organic-matter quality in agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**. Montreal, v.74, p. 367-385, 1994.

LYNCH, L. S. **Indicadores de recuperação de áreas degradadas exploração de bauxita em Porto Trombetas – PA.** 2004. 60f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

LIANG, Y.C.; SI, J.; NIKOLIC, M.; PENG, Y.; CHEN, W.; JIANG, Y. Organic manure stimulates biological activity and barley growth in soil subject to secondary salinization. **Soil Biology & Biochemistry**, v.37, p.1185-1195, 2005.

MARQUES, T. C. L. L. S. M.; VASCONCELLOS, C. A.; FRANÇA, G. E.; CRUZ, J. C. Evolvimento de dióxido de carbono e mineralização de nitrogênio em latossolo vermelho-escuro com diferentes manejos. **Pesquisa agropecuária brasileira**. Brasília, v. 35, n.3, p.581-589, 2000.

MARTINS, G. S. L.; ABREU, V. P.; CAMPOS, A. N. R. Respiração basal e induzida por compostos orgânicos de carbono em solos de diferentes agroecossistemas da Zona da Mata de Minas Gerais. **Vértices**, Campos dos Goytacazes, v.14, n.2, p.189-201, 2012.

MELERO, S.; PORRAS, J. C. R.; HERENCIA, J. F. MADEJON, E. Chemical and biochemical properties in a silty loam soil under conventional and organic management. **Soil & Tillage Research**, v.90, p.162-170, 2006.

MELO, M. T. V.; BORBA, R. R.; COELHO, W. A. O distrito ferrífero de Itabira: Minas do Cauê, Conceição, Dois córregos, Periquito, Onça, Chacrinha e Esmeril. In: SHOBENHAUS, C.; COELHO, C. E. S. **Principais depósitos minerais do Brasil**. DNPM, Brasília, p.7-28, 1986.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: Métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005. 107p.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002, 626p.

NUNES, M. A. J.; SILVA, R. G. da ; COSTA, S. G. . **O quadrilátero ferrífero e o Norte de Minas Gerais: análise da história e importância econômica**. In: II Colóquio cidade e região: urbanidades e ruralidades contemporâneas, 2012, Montes Claros. II Colóquio cidade e região: urbanidades e ruralidades contemporâneas, 2012.

PASSIANOTO, C.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V.; LIMA, A. C. R.; LIMA, C. L. R. Atividade e biomassa microbiana no solo com a aplicação de dois diferentes lodos de curtume. **Revista Brasileira de Agrociência**. Pelotas, v.7 n.2. p.125-130, 2001.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.32, p.911-920, 2008.

RUCHKYS, Ú. A.; MACHADO, M. M. M.; CASTRO, P. T. A.; RENGGER, F. E. ; TREVISOL, A. BEATO, D. A. C. Geoparque Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. In:

SHOBBENHAUS, C.; SILVA, C. (Org.). **Geoparques do Brasil: propostas**. 1ed. Rio de Janeiro: Serviço Geológico do Brasil, v.1, p.183-220, 2012.

RUIZ, H. A. Incremento na exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão (silte + argila). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.29, p.297-300, 2005.

RUIVO, M. L. P. AMARAL, I. G.; FARO, M. P. S.; RIBEIRO, E. L. C.; GUEDES, A. L. S.; SANTOS, M. M. L. S. Caracterização Química da Manta Orgânica e da Matéria Orgânica Leve em Diferentes Tipos de Solo em uma Toposequência na Ilha de Algodão/Maiandeuá, PA. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, sér. **Ciências Naturais**. Belém, v.1, n.1, p.227-234, 2005.

SANTANA, I. K. S. **Atividade de uréases em solos e avaliação de potenciais inibidores**. 2011. 55f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2011.

SANTOS, D. A. M.; CURI, A.; SILVA, J. M. Técnicas para a disposição de rejeitos de minério de ferro. **Brasil Mineral** (São Paulo), v.10, p.100-105, 2010.

SASTRE, I.; VICENTE, M. A.; LOBO, M. C. Influence of the application of sewage sludges on soil microbial activity. **Bioresource Technology**, v.57, p.19-23, 1996.

SAVIOZZI, S.; BUFALINO, P.; LEVI-MINZI, R.; RIFFALDI, R. Biochemical activities in a degraded soil restored by two amendments: a laboratory study. **Biol Fertil Soils**, v. 35, p. 96-101, 2002.

SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; MIGUEL, D. L.; FEITORA, J. C. F.; LOSS, A.; MENEZES, C. E. G.; SILVA, E. M. R. Carbono orgânico total, biomassa microbiana e atividade enzimática do solo de áreas agrícolas, florestais e pastagem no médio vale do Paraíba do Sul (RJ). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.36, p.1680-1689, 2012.

SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; GRISI, B.M.; HUNGRIA, M. & ARAÚJO, R.S. **Microorganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental**. Brasília, Empresa Brasileira Pesquisa Agropecuária, 1994. 142p.

SMITH, J. L.; PAUL, E.A. The significance of soil microbial biomass estimations. In BOLLAG, J. M. & STOTZKY, G. **Soil Biochemistry**. 1. ed. New York: MARCEL DEKKER, p.357-396, 1990.

SRIVASTAVA S.C., SINGH J.S. Microbial C, N and P in dry tropical forest soils: effects of alternate land uses and nutrient flux. **Soil Biology & Biochemistry**, v.23, p. 117-124, 1991.

TABATABAI, M. A. Effects of trace elements on urease activity in soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v.9, p.9-13, 1977.

TABATABAI, M. A. Soil Enzymes. In: WEAVER, R. W.; AUGLE, S.; BOTTOMLY, P. J.; BEZDICEK, D.; SMITH, S.; TABATABAI, A.; WOLLUM, A. (Ed.). *Methods of*

soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties, n. 5. **Soil Science Society of America**, Madison, p.775-883, 1994.

TRINDADE. A. V.; GRAZZIOTTI, P. H.; TÓTOLA, M. R. Utilização de características microbiológicas na avaliação da degradação ou recuperação de uma área sob mineração de ferro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.24, p.683-688, 2000.

VASCONCELLOS, R. L. F.; BINI, D.; PAULA, A. M.; ANDRADE, J. B.; CARDOSO, E. J. B. N. Nitrogênio, carbono e compactação do solo como fatores limitantes do processo de recuperação de matas ciliares. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.37, p.1164-1173, 2013.

WADT, P.G.S.; PEREIRA, J.E.S.; GONÇALVES, R.C.; SOUZA, C.B.C.; ALVES, L.S. **Práticas de conservação do solo e recuperação de áreas degradadas**. Rio Branco AC, Embrapa Acre, 2003. 29p. (Embrapa Acre, Documentos. 90)

WOOMER, P. L.; MARTIN, A.; ALBRECHT, A.; RESCK, D. V. S.; SCHARPENSEEL, H. W. The importance and management of soil organic matter in the tropics. In: WOOMER, P. L.; SWIFT, M. J. (Ed.). **Biological management of tropical soil fertility**, p. 47-80, 1994.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta pesquisa se propôs a avaliar o efeito de doses de composto orgânico e uso de diferentes composições vegetais como condicionadores de barragens de rejeitos de ferro e, constatou que esse manejo causa modificações pequenas e significativas nas propriedades do substrato, evidenciando maior longevidade e complexidade da recuperação ambiental de áreas mineradas.

Mesmo com o uso do composto orgânico, o crescimento das espécies vegetais foi baixo. No entanto, as exóticas, constituídas principalmente por fabáceas, e a combinação gramíneas nativas-exóticas apresentaram maior acúmulo de matéria seca em relação ao uso isolado de gramíneas nativas.

O plantio de gramíneas nativas atreladas as maiores doses de composto orgânico, proporcionou maiores valores de matéria orgânica leve e carbono orgânico total no rejeito. Esses compartimentos de carbono do rejeito são atributos essenciais para estimular a síntese da fosfatase e urease, evidenciando grande importância na disponibilidade de fósforo e nitrogênio em áreas onde esses nutrientes são limitados. Embora não sendo avaliada a biomassa das raízes, supõe-se que essa assume papel principal na estocagem de carbono, sendo, portanto, mais significativa do que o carbono proveniente da biomassa da parte aérea das plantas.

O sistema de manejo com maior aplicação de composto orgânico, independente da composição vegetal, acarretou menor perda de C-CO₂ para a atmosfera e maior eficiência do carbono pelos microorganismos do rejeito. Isso pode resultar em

incrementos de C no rejeito a longo prazo, por conseguinte criando condições para a sustentação da vegetal nessas áreas degradadas.

Como proposta de pesquisa futura, seria necessário testar doses mais elevadas, que possibilitem respostas mais claras quanto aos seus efeitos positivos na melhoria da qualidade do substrato. Da mesma forma, recomenda-se testar outras espécies nativas de gramíneas em trabalhos de “domesticação” destas.