

**CARACTERÍSTICAS BIOQUÍMICAS DO SOLO EM
DUAS CRONOSSEQUÊNCIAS DE REABILITAÇÃO
EM ÁREAS DE MINERAÇÃO DE BAUXITA**

MARCO AURÉLIO CARBONE CARNEIRO

2000

51077

MFO. 85982

MARCO AURÉLIO CARBONE CARNEIRO

**CARACTERÍSTICAS BIOQUÍMICAS DO SOLO EM
DUAS CRONOSSEQUÊNCIAS DE REABILITAÇÃO EM
ÁREAS DE MINERAÇÃO DE BAUXITA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do curso de Pós-graduação em Agronomia, área de concentração Solos e Nutrição de Plantas para obtenção do título de "Doutor".

Orientador

Prof. Dr. José Oswaldo Siqueira

LAVRAS
MINAS GERAIS-BRASIL
2000

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

Carneiro, Marco Aurélio Carbone

Características bioquímicas do solo em duas cronosseqüências de reabilitação em áreas de mineração de bauxita. -- Lavras : UFLA, 2000.

166 p. : il.

Orientador: José Oswaldo Siqueira.

Tese (Doutorado) – UFLA.

Bibliografia.

1. Atividade enzimática. 2. Biomassa microbiana. 3. Carbono orgânico. 4. Nitrogênio orgânico. 5. qCO_2 . 6. Indicador bioquímico. 7. Índice de reabilitação. 8. Monitoramento de reabilitação. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-631.45

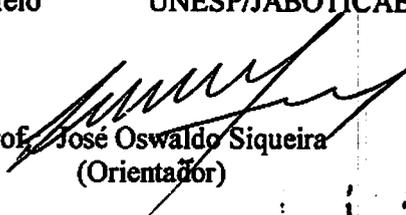
MARCO AURÉLIO CARBONE CARNEIRO

**CARACTERÍSTICAS BIOQUÍMICAS DO SOLO EM
DUAS CRONOSSEQUÊNCIAS DE REABILITAÇÃO EM
ÁREAS DE MINERAÇÃO DE BAUXITA**

Tese apresentada à Universidade Federal de
Lavras como parte das exigências do curso de
Pós-graduação em Agronomia, área de
concentração Solos e Nutrição de Plantas para
obtenção do título de "Doutor".

APROVADA em 20 de dezembro de 2000

Prof.: José Oswaldo Siqueira	UFLA/DCS
Prof.: Fatima M.S Moreira	UFLA/DCS
Prof.: Nilton Curi	UFLA/DCS
Prof.: Warderley José de Melo	UNESP/JABOTICABAL


Prof. José Oswaldo Siqueira
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS-BRASIL
2000

Aos meus

pais e irmãos

OFEREÇO

À minha esposa, ANDRÉA

Ao meu filho, RAFAEL

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras e especialmente ao Departamento de Ciência do Solo por todas as oportunidades oferecidas para minha formação;

Ao CNPq, pela concessão de bolsa de estudo;

À Companhia Geral de Minas, subsidiária da ALCOA ALUMINIO S/A, que financiou parte deste estudo e pelo apoio prestado durante o projeto;

Ao Charles A. G. Ferreira, da ALCOA ALUMINIO S/A, agradeço pelo apoio e por todas as facilidades proporcionadas pela empresa para a realização deste estudo;

Ao funcionário Carlinhos, da ALCOA ALUMINIO S/A, pelo esforço, dedicação e ajuda durante os trabalhos de campo;

Aos técnicos de laboratório Manuel Aparecido da Silva e Marlene Aparecida de Souza pela enorme ajuda e amizade durante este período;

Aos amigos do Laboratório de Microbiologia do Solo que me apoiaram e foram companheiros;

À Dra. Brigitte J. Feigl CENA/USP pelo estágio e pelas informações prestadas;

Ao Prof. Dr. Mozart Martins Ferreira UFLA/DCS e ao pesquisador Dr. Paulo Emílio Ferreira da Motta EMBRAPA/CNPS, pelo auxílio na identificação das áreas;

Ao bolsista de Iniciação científica André Luís de Lima Soares por sua dedicação a este trabalho;

Ao Prof. Wanderley José de Melo UNESP/Jaboticabal pela valiosa contribuição a este estudo;

Ao Prof. Dr. Nilton Curi, que tenho grande consideração e admiração;

À Profa Dra. Fátima M.S. Moreira, pela valiosa orientação e por sua amizade;

Ao Prof. Dr. Eduardo Van den Berg UFLA/DBI pela auxílio nas análises de componentes multivariadas;

Ao Rogério Melloni pela ajuda e companheirismo;

Aos colegas do Departamento de Ciência do Solo e em especial aos do Laboratório de Microbiologia do Solo pela amizade;

Ao Reginaldo Barboza da Silva e Wagner Luiz Pontes pela amizade e revisão deste trabalho;

Ao Dr. José Oswaldo Siqueira, que merece toda minha admiração e respeito, pelo seu espírito de liderança, dedicação e empenho em tudo que faz;

À Andréa pelo companheirismo incansável durante todos os momentos da elaboração, desenvolvimento e conclusão deste projeto;

Ao Rafael, menininho tão importante que surgiu neste meu caminho e que me tornou capaz de saber como ser possível amar cada dia mais.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	i
GENERAL ABSTRACT.....	ii
CAPÍTULO 1.....	1
1 Introdução Geral.....	1
2 Referencial Teórico....	4
2.1 Considerações gerais.....	4
2.2 A lavra da bauxita.....	7
2.3 Carbono orgânico e nitrogênio total.....	8
2.4 Indicadores de processos bioquímicos no solo.....	14
3 Considerações finais.....	26
4 Referências bibliográficas.....	27
CAPÍTULO 2: Carbono, nitrogênio, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronosseqüências de reabilitação em áreas de mineração de bauxita.....	36
Resumo.....	36
Abstract.....	37
1 Introdução.....	38
2 Material e Métodos	40
2.1 Caracterização do meio físico e clima.....	40
2.2 Seleção e caracterização das áreas estudadas.....	43
2.2.1 Áreas de campo.....	44
2.2.2 Áreas de serra.....	50
2.3 Coleta e manuseio das amostras.....	62
2.3.1 Análises químicas e físicas.....	63
2.3.2 Biomassa microbiana do solo.....	64

2.3.3 Atividade microbiana.....	68
2.3.4 Análise estatística.....	68
3 Resultados e Discussão.....	69
4 Considerações finais.....	88
5 Conclusões.....	100
6 Referências bibliográficas.....	101
CAPÍTULO 3: Atividade enzimática em duas cronosseqüências de reabilitação de solos em áreas de mineração de bauxita.....	108
Resumo.....	108
Abstract.....	109
1 Introdução.....	110
2 Material e Métodos.....	113
2.1 Hidrólise do diacetato de fluoresceína (DAF).....	113
2.2 Atividade da β -glicosidase.....	114
2.3 Atividade da fosfatase ácida.....	115
2.4 Atividade da urease.....	115
2.5 Análise estatística.....	116
3 Resultados e Discussão.....	116
4 Considerações finais.....	129
5 Conclusões.....	130
6 Referências bibliográficas	131
CAPÍTULO 4: Características bioquímicas como indicadores da reabilitação de solos de mineração de bauxita.....	135
Resumo.....	135
Abstract.....	136
1 Introdução.....	137
2 Material e Métodos.....	140
2.1 Descrição das áreas amostradas, coleta e armazenamento das amostras.....	140

2.2 Avaliação do índice de reabilitação e da sensibilidade das áreas.....	140
2.3 Análises físicas, químicas e bioquímicas do solo.....	141
2.4 Análise estatística.....	141
3 Resultados e Discussão.....	145
4 Conclusões.....	162
5 Referências bibliográficas	163

RESUMO GERAL

CARNEIRO, M.A.C. **Características bioquímicas do solo em duas cronosseqüências de reabilitação em áreas de mineração de bauxita.** Lavras: UFLA, 2000. Cap. 1. 166p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)¹

Atividades antrópicas, como a mineração, podem, direta ou indiretamente, afetar o funcionamento e a diversidade do ecossistema e portanto o entendimento dos processos biológicos do solo é necessário para indicar estratégias e para alcançar ecossistemas sustentáveis em áreas degradadas. Neste estudo, objetivou-se avaliar o impacto da mineração de bauxita nas características bioquímicas do solo e a utilização destas características como bioindicadores da funcionalidade do ecossistema e da reabilitação de solo. O estudo foi desenvolvido em áreas pertencentes a Alcoa S/A localizada em Poços de Caldas (MG) em duas cronosseqüências de reabilitação: uma na região de “campo” e a outra na região de “serra”. Em ambas as regiões foram selecionadas áreas recém-mineradas sem reabilitação até áreas que não sofreram alterações antrópicas, consideradas referências, além das áreas reabilitadas com idades diferentes que variaram de dois até dezenove anos, num total de quinze áreas selecionadas. Foram coletadas amostras destas áreas em duas profundidades (0-10 e 10 a 20 cm) e em quatro épocas (inverno, primavera, verão e outono) com três repetições. As amostras de solos foram analisadas quanto a biomassa microbiana (BM-C e BM-N), a respiração basal (RES), o qCO_2 , o carbono orgânico (C-ORG), o nitrogênio total (N-ORG), a urease (URE), a β -glicosidase (BGL), a fosfatase ácida (FAC) e a hidrólise do diacetato de fluoresceína (DAF). Os resultados indicam que a mineração afetou negativamente todas as variáveis estudadas, porém a BM-C, BM-N, C-ORG, N-ORG, BGL e DAF aumentaram com a idade de reabilitação. Nas duas regiões estudadas, áreas reabilitadas com bracatinga (*Mimosa scabrella*) apresentaram maiores concentrações de BM-C, BM-N, C-ORG e N-ORG. Nas áreas de campo a BM-C, BM-N, URE, DAF e o C-ORG e em nas áreas da serra a URE, DAF, C-ORG, N-ORG foram consideradas indicadoras do estágio de reabilitação das áreas mineradas. Conclui-se que estão ocorrendo melhorias nas áreas mineradas e reabilitadas e que o uso das características bioquímicas do solo indicam o grau de interferência antrópica e o seu estágio de reabilitação.

¹ Orientadores: José Oswaldo Siqueira e Fátima M. S. Moreira - UFLA

GENERAL ABSTRACT

CARNEIRO, M.A.C. **Soil biochemical characteristics in two rehabilitation chronosequences in bauxite mining areas.** Lavras: UFLA, 2000. Cap. 1. 166p. (Thesis – Doctorate in Soil and Plant Nutrition)¹

Anthropic activities such as mining can either directly or indirectly affect functioning and diversity of the ecosystem and therefore understanding soil biological processes is necessary to indicate strategy to achieve sustainable ecosystems in degraded areas. In this study the impact of bauxite mining on biochemical characteristics and their use as biological indicators of ecosystem functionality and soil re-habilitation were evaluated. The study was developed in bauxite mine spoil belonging to ALCOA S/A in Poços de Caldas (MG) in two re-habilitation chronosequences: one at the “campo” region and the other one at the “serra” region. In both regions sites ranging from newly-mined non-rehabilitated to undisturbed references, were selected for sampling and *in situ* evaluation. Rehabilitated sites with different ages ranging from two up to nineteen years were included, in addition to both reference sites (non-rehabilitated). The study includes a total of 15 sites from where samples were taken at 0-10 cm and 10-20 cm depth and all four seasons. All sites were replicated three times per sampling. Soil samples were analyzed for their biomass-C (MB-C) and N (MB-N), basal respiration (RES), qCO_2 , total organic C and N (ORG-C, ORG-N) and enzyme activity (urease – URE, β -glucosidase – BGL, acid phosphatase – FAC, and fluorescein diacetate hydrolysis – FDA). The results indicate that mining negatively affected all studied variables. However MB-C, MB-N, ORG-C, ORG-N, BGL and FDA increased with rehabilitation age. At both locations studied sites rehabilitated with *bracatinga* (*Mimosa scabrella*) exhibited high concentrations of biomass and organic C and N. Basing up principal component analyses, it was found that at the “campo” sites MB-C, MB-N, ORG-C and URE and FDA activities were good indicators of the rehabilitation status of the soil. At the “serra” sites only URE and FDA activity and content of ORG-C and ORG-N were considered bio-indicators of soil rehabilitation. The data indicate that soil characteristics of bauxite mining areas are improving over time, mainly where *Mimosa scabrella* was introduced. Moreover soil biochemical characteristics were very sensitive to mining disturbance and some of them can be used as indicators of the rehabilitation status of the bauxite mined soils.

¹ Advisers: José Oswaldo Siqueira and Fátima M. S. Moreira

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO GERAL

As atividades de mineração estão dentre aquelas mais impactantes do meio ambiente (Sengupta, 1993), sendo responsáveis pela degradação de extensas áreas em todo mundo. A necessidade de construção de estradas de acesso à mina, a remoção da vegetação e da camada superficial do solo que recobre o minério, assim como a deposição de rejeitos da mineração causam grande alteração topográfica e eco-funcional no ecossistema, havendo a obrigatoriedade de reparo destes danos ao meio ambiente. Concluído o processo de extração e carregamento do minério, procede-se à reabilitação da área, uma vez que a legislação ambiental exige a recuperação da área. Para isto, o solo sub-superficial e os rejeitos da lavra são utilizados para a recomposição da topografia da área, que depois de sistematizada recebe a camada superficial do solo, armazenada no início da operação de lavra para esta finalidade. Esta camada, que geralmente contém maior quantidade de matéria orgânica, nutrientes, microrganismos e macrofauna e sementes, ao ser espalhada sobre a área minerada contribuirá para o processo de reabilitação, acelerando a revegetação, que pode ser espontânea ou induzida pelo homem, através da semeadura de plantas herbáceas e plantios de mudas de árvores nativas ou exóticas (MINTER-IBAMA, 1990). A recuperação destas áreas é motivo de grande esforço por parte das empresas, órgãos ambientais, universidades e institutos de pesquisas, que buscam desenvolver e implantar, com sucesso, técnicas de recuperação (Brown e Lugo, 1994). A revegetação é a principal prática para recompor e proteger o solo reabilitado, evitando a poluição das águas, promovendo o retorno da vida

selvagem (Griffith, 1980) e o fluxo de energia e nutrientes no ecossistema (Siqueira et al., 1994).

O grau de sucesso da reabilitação é variável em função das condições físicas, químicas e biológicas do local e das estratégias adotadas no processo. A cobertura vegetal e a diversidade florística, que são expressões da estrutura e organização biológica dos ecossistemas, como também a fauna silvestre, têm sido empregadas como indicadores do grau de reabilitação da área (Brower e Zar, 1977). Estas características, além de outras, são de fato indicadores da complexidade e estabilidade do novo ecossistema, e embora reflitam a qualidade do sítio, não oferecem indicações quantitativas das características de qualidade do solo e da funcionalidade deste componente do ecossistema. No entanto, as características biológicas do solo são sensíveis às alterações do ambiente subterrâneo, induzidas pelas alterações ocorridas acima da superfície, como, por exemplo, a presença e o tipo da vegetação, manejo do solo, práticas agrícolas e alterações antrópicas no solo, podendo constituir indicadores sensíveis e seguros do grau de reabilitação do solo. Portanto, o conhecimento das condições biológicas e bioquímicas do solo em ecossistemas cronologicamente distintos em termos de reabilitação é de grande interesse no contexto eco-funcional das áreas mineradas (Siqueira et al., 1994).

A degradação causada pela mineração resulta do impacto do revolvimento e retirada do solo, da perda de vegetação e de outras formas de vida subterrânea, além da oxidação (perda) da matéria orgânica e alterações nas propriedades físicas do solo e redução da atividade biológica (Franco et al., 1994). Microrganismos facilitam o desenvolvimento da estrutura do solo e controlam a disponibilidade de nutrientes às plantas através da mediação dos ciclos biogeoquímicos dos elementos e amenização de limitações químicas e físicas como pH ou níveis tóxicos de substâncias (Tate, 1985). Pela diversidade e dinâmica destes e por estarem continuamente mudando e se adaptando às

alterações ambientais, os microrganismos representam indicadores sensíveis a mudanças no solo, oriundas de alterações no seu manejo (Kennedy e Papendick, 1995), e também no tipo de cobertura vegetal (Prasad, Basu e Behera, 1994). Por isto, características microbiológicas como a biomassa microbiana, atividade enzimática e atividade microbiana são indicativos da qualidade do solo (Doran et al., 1994) e do potencial de reabilitação de áreas mineradas. Entretanto, a utilização e interpretação destes resultados devem ser criteriosamente analisadas em função do ecossistema em estudo. A busca de uma visão holística do ecossistema e da contribuição da Microbiologia do Solo elevam os estudos sobre indicadores biológicos à categoria de alta essencialidade para a compreensão do que realmente ocorre num solo em reabilitação funcional pós-mineração.

O presente estudo foi desenvolvido em áreas pertencentes a Alcoa S/A, localizadas em Poços de Caldas (MG), e teve como objetivo geral avaliar a atividade dos microrganismos do solo e verificar a adequabilidade do uso das características bioquímicas como indicadores de reabilitação de áreas mineradas, revegetadas com diversas espécies vegetais em duas cronosseqüência de reabilitação solos. Como objetivos específicos procurou-se:

a) avaliar o impacto da mineração e a influência das várias estratégias de reabilitação em duas cronosseqüências, de características bioquímicas do solo como carbono e nitrogênio orgânico; biomassa microbiana e de atividade microbiana como a respiração basal, quociente metabólico (qCO_2), quociente microbiano (C da biomassa microbiana/C orgânico do solo); e atividade da urease, fosfatase ácida, β -glicosidase e hidrólise de diacetato de fluoresceína.

b) estabelecer as relações entre as características avaliadas e sua relação com o grau de reabilitação do solo.

c) Avaliar a viabilidade dessas características como bioindicadores da funcionalidade do ecossistema e da reabilitação do solo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Considerações gerais

O solo é um recurso natural que não é renovável na escala tempo da vida humana e que representa as bases de diferenças entre a sobrevivência e a extinção da maioria das formas de vida terrestre (Doran et al., 1994). É um corpo vivo e dinâmico, que desempenha funções-chave nos ecossistemas terrestres através de seus atributos físicos, químicos e biológicos, que: a) garantem condições adequadas para crescimento e diversidade das plantas e outros organismos, b) regulam fluxos de água, energia e elementos químicos da natureza e c) servem como um tampão biológico na formação, atenuação e degradação de substâncias ambientalmente indesejáveis ou que oferecem riscos à saúde humana e ao meio ambiente. Qualidade do solo é definida como a capacidade funcional dentro dos limites de seu ecossistema e do seu ambiente externo, tendo efeitos marcantes na produtividade e saúde do ecossistema e do ambiente a este relacionado (Doran, Sarrantonio e Liebig, 1996). É um estado de existência do solo relativo a um padrão ou área referencial, ou expresso em termos de grau de excelência para uma determinada função. Em termos gerais, engloba produtividade biológica, qualidade ambiental e sanidade humana e animal, e qualquer protocolo para a determinação da qualidade do solo tem que considerar as características que avaliem sua funcionalidade.

A qualidade do solo é um atributo inerente ao solo que possa ser inferido de características específicas, as quais podem ser indicadoras do grau de reabilitação de solos anteriormente submetidos à interferência antrópica drástica, como aqueles de áreas mineradas. Portanto, buscam-se características indicadoras da funcionalidade plena do solo, as quais seriam empregadas como

indicadores da reabilitação de áreas degradadas. A grande dificuldade no uso de indicadores é o estabelecimento de critérios de referência para interpretação dos resultados. Dois procedimentos podem ser considerados como os mais apropriados. O primeiro aborda comparações com condições originais, solo sem interferência de minerações, por exemplo, e o segundo opera em condições que maximizam a diversidade ou produtividade primária do solo (Granatstein e Bezdicek, 1992).

Para avaliar a qualidade do solo, pode-se utilizar as características físicas, químicas e as biológicas, sendo as biológicas discutidas mais detalhadamente por se tratar do assunto desta tese.

A atividade biológica do solo é um termo geral que “inclui todas as reações metabólicas, suas interações e processos bioquímicos mediados ou realizados diretamente pelos organismos do solo”. Portanto, a atividade biológica se relaciona melhor com o comportamento do solo do que, por exemplo, contagens de sua população microbiana. Parece não existir solo produtivo e sustentável, isto é, de boa qualidade, que não contenha uma ampla e diversa população microbiana. Além do envolvimento nas transformações, os microrganismos do solo influenciam a ecologia e produtividade das plantas por vários outros mecanismos, como: a) ação “amenizadora” sobre os efeitos de estresses nutricionais através de atuação na disponibilidade e absorção de nutrientes, em alguns casos reduzindo o impacto da fitotoxicidade causada pelo excesso de metais como Mn e Al (Siqueira e Saggin-Júnior, 1995; Siqueira e Moreira, 1996) e b) capacidade de estabelecer relações diversas com as raízes das plantas. Estas relações vão de simples efeito rizosférico a relações simbióticas com certos patógenos e fungos micorrízicos, que apesar de muito complexas, oferecem enormes possibilidades de manejo visando benefícios às plantas (Siqueira et al., 1994).

Embora amplamente divulgado e aceito que a “baixa produtividade de um solo (baixa qualidade) é um reflexo de uma máquina microbiológica defeituosa” (Lipman, 1916, citado em Siqueira e Franco, 1988), a função exata que a porção biológica desempenha na manutenção da qualidade de um solo é ainda pouco clara. Segundo Turco, Kennedy e Jason (1994), isto é decorrente de dois problemas básicos, que são a falta de um conjunto de indicadores biológicos que permitam interpretações consistentes e as dificuldades de se estabelecerem relações entre a forma e função da microbiota do solo e suas relações com o ambiente. Portanto, assume-se que a qualidade do solo também pode ser a qualidade da reabilitação de solos minerados.

Os organismos do solo são inúmeros e estão sujeitos a constantes interações, sendo responsáveis pelos processos biológicos e bioquímicos essenciais para garantir a sustentação do ecossistema onde vivem. Para isto, é necessário manter uma população diversa, viável e fisiologicamente ativa (Kennedy e Smith, 1995). A densidade e atividade dos microrganismos são altamente influenciadas pelas condições edáficas, existindo situações ou fatores que as favorecem ou limitam (Siqueira e Franco, 1988). Entretanto, embora a condição biológica do solo seja um indicativo de sua qualidade, não existem ainda características ou procedimentos com alta previsibilidade para estabelecer esta relação (Doran et al., 1994). Os solos devem ser manejados de modo a maximizar a sua atividade microbiana e processos biológicos benéficos, garantindo, assim, a estabilidade do ecossistema. Isto, entretanto, não é tarefa simples devido à complexidade da população microbiana e interações com seu habitat.

2.2 A lavra da bauxita

A bauxita é composta principalmente por hidróxido de alumínio, resultante do intemperismo de rochas alumino-silicática, e sua gênese está ligada aos processos de enriquecimento supérgeno, oriundos de alterações das rochas alcalinas, nas quais é baixa a relação $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ (Negreiros, 1979). Em Poços de Caldas, ocorrem dois tipos de jazidas de bauxita: as jazidas de serra e as jazidas de campo (Brasil, 1979). A extração é realizada em mina a céu aberto, sendo que, atualmente, o processo da lavra do minério é feito, quase na totalidade, mecanicamente, envolvendo a utilização de tratores e retro-escavadeira de grande porte, o que resulta em enorme movimentação de terra e interferência ao meio ambiente. Segundo Fox et al. (1991), essas alterações contribuem para a degradação do solo e ocasionam várias conseqüências, como a compactação do solo, encrostamento, baixa capacidade de infiltração de água, problemas relacionados à aeração, erosão acelerada, altas temperaturas na superfície do solo, baixa capacidade de troca de cátions, baixa fertilidade e reduz a diversidade e atividade biológica do solo.

O processo de mineração desde o projeto até a reabilitação está esquematizado na figura 1. Depois de feita a pesquisa e o descobrimento do minério, procede-se a preparação da área para a lavra, que se inicia com a construção de estradas de acesso à mina, remoção da cobertura vegetal e da camada superficial (± 30 cm), sendo estocado em leira de 2 m de altura (Figura 2). Após estas operações é iniciada a lavra do minério propriamente dita. Os corpos de minério variam de 1 a 50 ha, sendo abertas áreas inferiores a 3 ha para fins de avanço de lavra. A bauxita encontra-se aproximadamente a 30 cm abaixo da superfície do solo e a espessura do minério varia de 1,5 a 10 metros. Após a remoção total da bauxita, procede-se a reabilitação do local, que tem a seguinte seqüência: a) inicia-se a terraplanagem, sendo que em declividades superiores de

15% constroem-se patamares largos, procedendo-se o recobrimento da área com o solo inicialmente estocado e distribuindo-o em camada de ± 30 cm, posteriormente à descompactação do mesmo e b) são adicionados a este solo termofosfato magnésiano (1 t ha^{-1}), calcário dolomítico (3 t ha^{-1}), esterco de curral e adubo formulado NPK 10-30-11 (1 t ha^{-1}) (MINTER-IBAMA, 1990; Ferreira et al., 1997). Esta metodologia é comum na Alcoa Alumínio de Poços de Caldas e em outras subsidiárias como na Austrália (Koch e Ward, 1994; Sawada, 1996; Ward, 2000). O primeiro passo para reabilitação destas áreas é a implantação de uma cobertura vegetal de rápido crescimento e que também seja capaz de melhorar o solo por meio do aporte de matéria orgânica (Franco et al., 1992), que se faz devido à deposição de material vegetal, como também pela ciclagem de nutrientes. Para um eficiente estabelecimento da vegetação, são necessárias ações no sentido de melhorias nas condições químicas, como correções do pH, fertilização e adição de matéria orgânica, e nas condições físicas, como controle da erosão e descompactação do solo. Com adoção destas práticas e o estabelecimento da vegetação, ocorre aumento da diversidade e atividade microbiana no solo e o restabelecimento dos processos pelos quais os microrganismos participam, levando ao equilíbrio biológico destas áreas. Portanto, a atividade biológica do solo é essencial para o sucesso da manutenção da fertilidade do solo e evolução da estabilização do sistema solo-planta.

2.3 Carbono orgânico e nitrogênio total

A matéria orgânica do solo consiste em uma mistura de resíduos de plantas e animais no solo, em vários estádios de decomposição, de substâncias sintetizadas por processos químicos e biológicos e de corpos de microrganismos e pequenos animais mortos. Na sua formação, ocorrem processos simultâneos de novas adições de materiais, de decomposição e de sintetização de novos

compostos, o que mostra o seu caráter transitório e dinâmico. Esses materiais estão continuamente submetidos ao ataque de microrganismos que, em busca de energia e de construção de sua biomassa, tornam o carbono o elemento de maior destaque no estudo da matéria orgânica (Schnitzer, 1991). O conteúdo de matéria orgânica do solo pode variar desde valores inferiores a 1%, em solos desérticos, até perto de 80%, em solos orgânicos (turfas). Um solo agrícola típico tem em torno de 1 a 5% de matéria orgânica nos primeiros 15 cm do seu perfil. No solo, a matéria orgânica desempenha diversas funções, tais como condicionador de solo, fonte de nutrientes, substrato para atividade microbiana, tampão de pH, retentor de xenobióticos e íons em níveis tóxicos. É a maior determinante da sustentabilidade da atividade agrícola (Schnitzer, 1991), além de ser considerada como fator chave da qualidade do solo (Dick, Breakwell e Turco, 1996) e servir para o monitoramento de áreas reabilitadas (Schwenke et al., 2000; Schwenke, Mulligam e Bell, 2000a e b).

O carbono é o elemento principal da matéria orgânica do solo, perfazendo de 48 a 58% do seu peso total. Assim, o conteúdo de matéria orgânica do solo pode ser estimado indiretamente, utilizando um fator (1,724) mundialmente conhecido (Nelson e Sommers, 1982), que é de suma importância nos solos tropicais por causa da sua influência no estoque de nutrientes, na estruturação do solo e na população e atividade dos microrganismos, sendo considerado como indicador da qualidade de solo e da produtividade (Larson e Pierce, 1991). Fatores que causem a degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, do carbono, como a mineração resultante do impacto do revolvimento e retirada do solo, da perda de vegetação e de outras formas de vida subterrânea, promovem, além da oxidação (perda) da matéria orgânica, alterações nas propriedades físicas, químicas e perda da atividade biológica do solo (Franco et al., 1995).

Estratégias de recuperação que aumentem a entrada de C no solo, principalmente pela presença de raízes e pela atividade microbiana, favoreçam o acúmulo de matéria orgânica e nutrientes, melhorem a agregação e estabilidade do solo, aumentem a ciclagem de nutrientes, facilitem o estabelecimento da vegetação, reduzam o impacto da chuva, aumentem o armazenamento de água e favoreçam a recuperação biológica do solo, levando à estabilização da área e favorecendo a reabilitação, são alvos das pesquisas na atualidade.

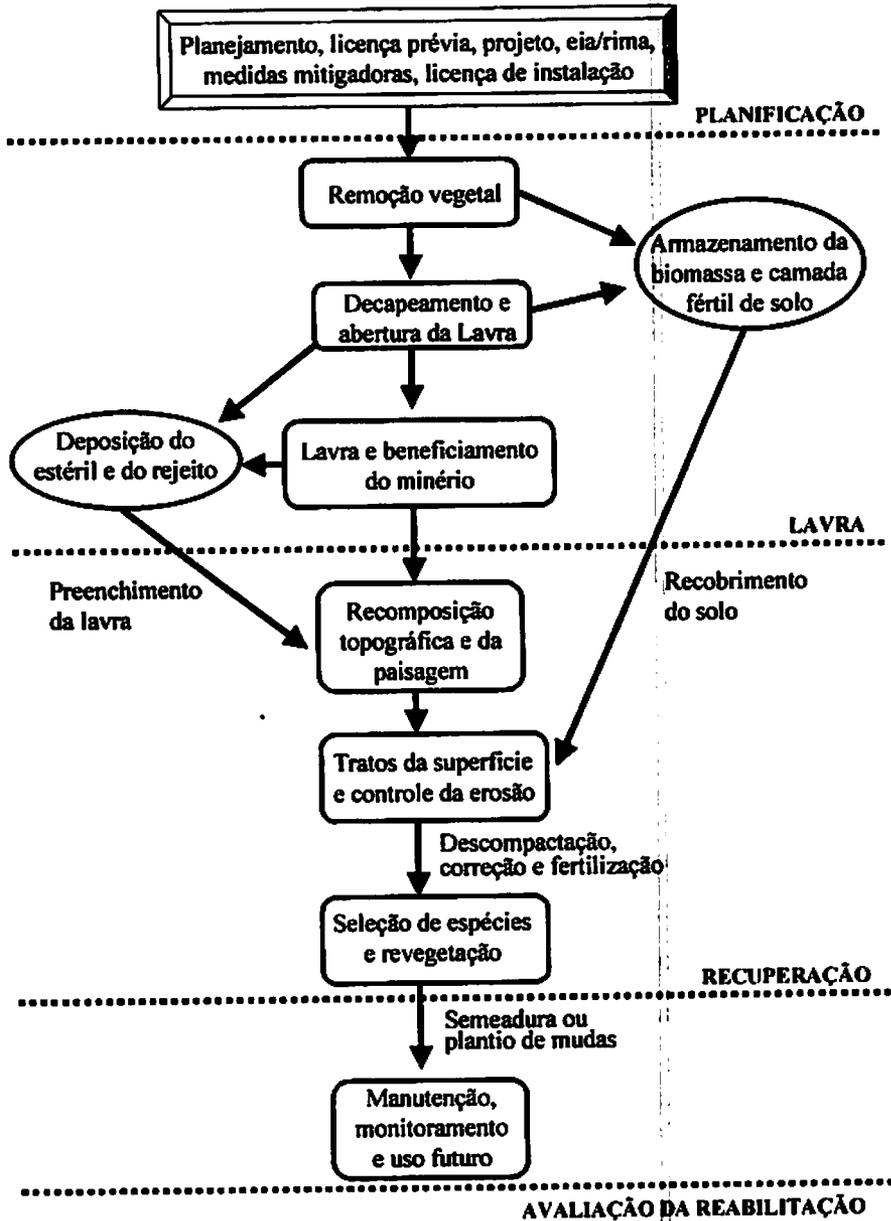


FIGURA 1. Planificação, lavra e recuperação de áreas de mineração de bauxita.

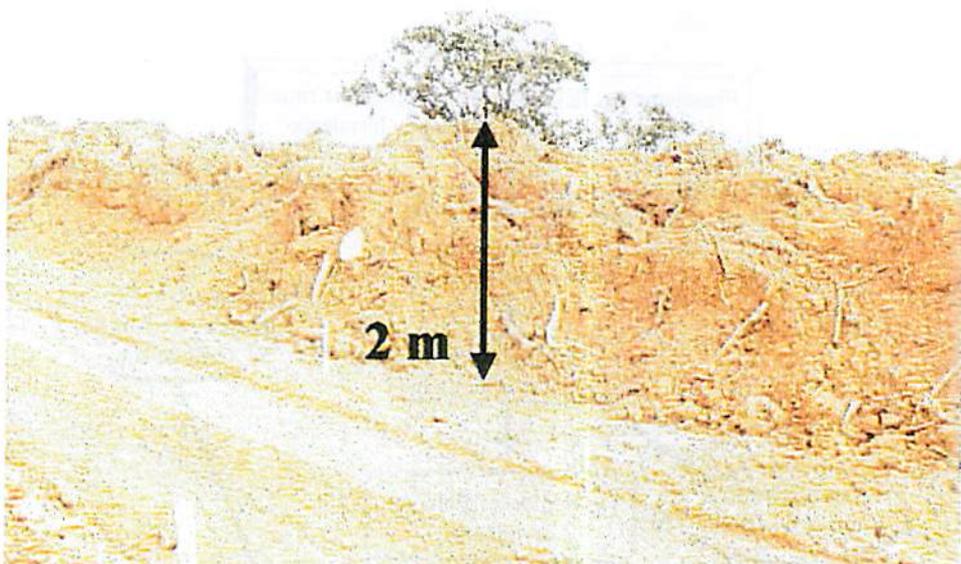


FIGURA 2. Solo fértil armazenado em decorrência da mineração de bauxita. Seta indica a altura média do solo armazenado.

Em solos da Austrália, a mineração de bauxita causou um declínio da matéria orgânica na superfície do solo (0-10 cm de profundidade) durante o processo de reabilitação das áreas identificadas por vários autores (Grundy, 1980; Jehne e Thompson, 1983; Foster, 1986).

Este declínio foi maior no carbono orgânico e nitrogênio orgânico, comparado com áreas não mineradas adjacentes, sugerindo ser este o ponto chave do sucesso da revegetação. Em uma série de publicações, Schwenke e colaboradores (2000) verificaram que a operação de retorno da camada superficial em área de reabilitação sob mineração de bauxita na Austrália promoveu perda de até 90% do carbono orgânico. Nos primeiros dois anos após a reabilitação, as áreas apresentaram uma redução de 8 a 13% do carbono orgânico, causada pela ausência de vegetação no período de estocagem da

camada superficial do solo, causando um desbalanço nos ciclos do C e N devido às perdas de carbono e nitrogênio pela respiração do solo e por lixiviação, respectivamente.

O nitrogênio é o elemento essencial à síntese de proteínas nos seres vivos. No solo, representa um dos menores reservatórios de N da natureza, onde ocorre predominantemente na forma orgânica nas plantas (94%), microbiota do solo (4%) e nos animais (2%). Apesar de representar uma pequena fração, a microbiota do solo atua diretamente na regulação do N no solo. Este elemento é muito dinâmico no sistema solo, podendo ser perdido por lixiviação, volatilização e desnitrificação. Devido à sua grande mobilidade no solo, processos que aumentam o N no solo são de extrema importância, como a fixação biológica do nitrogênio atmosférico (FBN) e a imobilização na biomassa microbiana. Em solos minerados, o N é particularmente problemático pois, devido à perturbação, ocorrem aumentos nos processos de perdas de N através da lixiviação, volatilização e desnitrificação. Assim, a imobilização microbiana do nitrogênio é um avançado processo de conservação de nitrogênio e outros nutrientes após o processo de reabilitação de mineração de Bauxita (Adams e Attiwill, 1986). Williamson e Johnson (1994) também destacam o potencial de perda de nitrogênio da superfície do solo durante o armazenamento e no processo de reabilitação. Estes autores salientam a importância do nitrogênio imobilizado na biomassa microbiana como forma de manutenção deste nutriente no solo.

Outra forma de aumentar o nitrogênio em áreas sob mineração é a utilização de espécies de plantas capazes de formar simbioses com bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico. Em áreas de mineração de bauxita na Austrália, Ward (2000) verificou aumento do nitrogênio nos primeiros 5 cm após 9 anos de reabilitação utilizando leguminosas, sendo esta contribuição da ordem de 300 kg N ha^{-1} , enquanto em área adjacente reabilitada com *Eucaliptus*

marginata, ocorreram somente 63 kg ha⁻¹. No Brasil, em áreas de mineração de bauxita em Trompetas (PA), a utilização de leguminosas tropicais fixadoras de nitrogênio de crescimento rápido, como a *Acácia mangium* e *Albizia saman*, adicionaram grandes quantidades de serapilheira com baixa relação C/N, tendo sido observada a liberação de até 200 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, o que contribuiu para o sucesso da revegetação (Franco et al., 1994).

Um dos problemas de solos minerados é a compactação. Estudos de compactação de solo (Breland e Hansen, 1996) comprovam a redução da mineralização de N de materiais orgânicos adicionados e aumento de N retido na biomassa microbiana e matéria orgânica do solo. Há duas possíveis explicações para esses fatos: a) a compactação poderia aumentar os sítios anaeróbicos, resultando em inibição da degradação do material de cobertura rico em lignina e aumento da quantidade de N perdida na forma de gás e b) a compactação poderia aumentar a capacidade do solo de proteger a biomassa microbiana e metabólitos contra a degradação. O maior teor de N na biomassa microbiana suporta a idéia da proteção física como o mecanismo responsável. O efeito negativo da compactação do solo na mineralização do N foi maior quando o teor de água era maior, mas não foi proporcional à retenção de N orgânico marcado (Stroo e Jencks, 1982).

2.4 Indicadores de processos bioquímicos no solo

A fertilidade natural do solo depende significativamente da ciclagem de matéria orgânica que é mediada pela biomassa microbiana do solo. Assim, o declínio na atividade microbiana terá alto impacto na fertilidade natural do solo, com grandes efeitos nos ecossistemas naturais (Brookes, 1995). Por isto, as características microbiológicas têm relação com a funcionalidade do solo. Para que uma característica microbiológica possa ser utilizada como bioindicadora da

condição do solo, esta deve preencher vários critérios, como: 1) permitir medições precisas e independentes do tipo e condição do solo; 2) deve ser avaliada facilmente e economicamente em grande número de amostras; 3) deve ser sensível na indicação das condições ambientais e 4) precisa ter validade científica contemporânea (Brookes, 1995). Segundo Kennedy e Papendick (1995), nem todos os indicadores preenchem todos esses critérios e não há um único indicador que seja suficiente para indicar todas as mudanças num sistema. Brookes (1995) comenta que a utilização de culturas puras de microrganismos isolados do solo como indicador das condições do mesmo deve ser rejeitada pelo fato dos microrganismos serem encontrados em formas atípicas no solo e por sofrerem interferências e alterações quando colocados para crescerem em meios nutricionalmente diferentes do solo e incubados em condições artificiais. O metabolismo microbiano em um meio de cultura, por exemplo, pode ser muito diferente do encontrado no solo, já que foi isolado das inúmeras interações ecológicas naturais. Em vista disso, a extrapolação dos resultados para condições de campo é pouco recomendada. Pode-se, neste caso, utilizar a quantificação da biomassa microbiana do solo.

A biomassa microbiana do solo, além de atuar como agente da transformação bioquímica dos compostos orgânicos, é também um reservatório de N, P e S (Srivastava e Singh, 1991; Wardle, 1992). O significado ecológico de biomassa tem como destaques, além de armazenador de nutrientes, o de servir como indicador rápido de mudanças no solo, quando material orgânico é a ele incorporado, e indicador da sensibilidade da microbiota a interferências no sistema (Grisi, 1995). A medição do C, particularmente, é útil à compreensão sobre a ciclagem da matéria orgânica e um bom indicador da “qualidade do solo”, podendo atuar como fonte e dreno de nutrientes através da mineralização e imobilização. O C da biomassa geralmente compreende de 1 a 4% do C orgânico do solo, revelando haver uma correlação linear entre ambos (Jenkinson

e Ladd, 1981). Estimar a biomassa com o propósito de investigar a participação da microbiota edáfica na ciclagem de nutrientes significa: a) estimar o potencial microbiano de um solo; b) quantificar substâncias, relacionando-as a quantidades de elementos essenciais à vida microbiana, vegetal e animal de um sistema ecológico; c) relacionar tais quantidades às existentes no solo sob a forma inorgânica e d) desejavelmente, utilizar estes conhecimentos para entender as bases de funcionamento do ecossistema solo-planta, sua produtividade e resiliência. A biomassa microbiana é uma característica muito dinâmica e nunca deve ser analisada isoladamente como uma única maneira de se estimar a situação das populações de microrganismos (Grisi, 1996). Ela deve ser analisada juntamente com a atividade, face à extrema heterogeneidade do ambiente natural da microbiota e da sua biodiversidade, sendo considerada mais sensível às mudanças na qualidade do solo do que características químicas como C e/ou N total orgânico (Anderson e Domsch, 1989).

Para quantificar a biomassa e a atividade podem ser utilizados vários métodos, devido à complexidade das comunidades microbianas dos solos. O método da fumigação-incubação (Jenkinson e Powlson, 1976), e recente alteração para fumigação-extração (Vance, Brookes e Jenkinson, 1987), são os mais utilizados na avaliação da biomassa microbiana do solo.

O método da extração foi introduzido para medir o C da biomassa de solos que receberam adição recente de matéria orgânica e com baixos valores de pH, podendo ser indicado também para solos encharcados e com alta quantidade de raízes (Martens, 1995). Não há conclusões quanto à aceitação de um ou outro método para se estimar a biomassa microbiana do solo, mas geralmente existem altas correlações entre os valores obtidos por estes métodos já em solos brasileiros (Pfenning, Eduardo e Cerri, 1992; Geraldles, Cerri e Feigl, 1995; Grisi, 1995). Powlson, Brookes e Christensen (1987) observaram que a determinação da biomassa pelo método da fumigação-extração provê

informações rápidas sobre as mudanças do teor de matéria orgânica no solo e de maneira mais precisa do que aquelas providas pelo método de fumigação-incubação.

Em solos de floresta, em agrossistemas e em áreas reabilitadas, a biomassa microbiana é um indicador rápido do estado e da mudança das propriedades edáficas. Por isso, poderá ser um bom indicador do grau de sucesso da reabilitação do solo. Conhecer a biomassa, portanto, é essencialmente uma maneira de se conhecer o potencial de manutenção das características de um “solo vivo”, ou seja, um eficiente compartimento de reserva de nutrientes que reflete de imediato as interferências que sobre ele atuam (de origem antrópica ou não), como por exemplo, a retirada da camada superficial do solo, que promove alterações físicas, químicas e biológicas do solo (Sawada, 1996).

O uso da reposição da camada superficial de solo, durante a reabilitação em áreas de mineração de bauxita na Austrália, mostra que a biomassa microbiana diminui substancialmente durante os anos iniciais, devido, provavelmente, à diminuição do C oxidável do solo quando este está estocado e à mistura deste solo fértil com o subsolo (Sawada, 1996). As reduções da biomassa microbiana são devidas, principalmente, à falta de uma camada fértil associada com o componente planta, ao nível de nutrientes disponíveis e a uma atividade microbiana ativa e funcional (Visser, 1985). Resultados recentes nestas áreas indicam que levaria em torno de 33 anos para haver equilíbrio como em áreas adjacentes não alteradas (Schwenke et al., 2000; Schwenke, Mulligam e Bell, 2000a e b). Em áreas de mineração de carvão na Índia, observou-se a mesma tendência, ou seja, um decréscimo na biomassa carbono e nitrogênio mesmo após 20 anos de revegetação (Srivastava e Singh, 1991). O desenvolvimento do estado original (em equilíbrio) após uma perturbação raramente acontece em um curto espaço de tempo, podendo levar até 50 anos em solos sob mineração (Insam e Domsch, 1988).

A vegetação influencia diferentemente a biomassa microbiana e por isto a eliminação desta ocasiona uma drástica queda da biomassa carbono, como revelam estudos envolvendo desmatamentos (Cerri, Volkoff e Eduardo, 1985; Pfenning, Eduardo e Cerri, 1992). No Estado de São Paulo, verificou-se uma redução de 44, 61 e 75% e de 64, 93 e 76% no carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, respectivamente, em solos sob pastagem, cana de açúcar e eucaliptos, respectivamente, quando comparados com solo sob mata adjacente (Campos, 1998). As reduções da biomassa encontradas nestas áreas estão relacionadas às modificações causadas na estrutura do solo, bem como na quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo, que sofre nítida modificação com a substituição da mata nativa por outras culturas. Como a avaliação da biomassa microbiana é relativamente rápida quando comparada à avaliação direta da produtividade vegetal, esta pode ter enorme aplicação na avaliação da reabilitação de áreas degradadas, merecendo estudos específicos com esta finalidade. Mesmo havendo pouca informação sobre a composição ou diversidade da biomassa microbiana, áreas mineradas podem ser recuperadas e avaliadas comparando algumas características como biomassa microbiana e respiração entre áreas mineradas e áreas controles ou referenciais (Sawada, 1996). No entanto, pouco se conhece sobre os solos minerados no Brasil.

A degradação de matéria orgânica é uma propriedade de todos os microrganismos heterotróficos, e seu nível é comumente usado para indicar a atividade microbiana do solo. Muitas técnicas têm sido desenvolvidas para avaliar a taxa de decomposição, como: a) avaliação do CO₂ liberado ou O₂ absorvido; b) avaliação da redução da matéria orgânica, geralmente em relação à perda em massa e/ou c) estimativa do desaparecimento de um constituinte específico, como celulose ou lignina, por exemplo. Tanto a liberação de CO₂ quanto absorção de O₂ têm sido largamente utilizadas na determinação da atividade microbiana no solo, como resultado da facilidade de determinação

(Nannipieri, Grego e Ceccanti, 1990), embora a medição de CO_2 seja mais sensível por estar na atmosfera em porcentagem que raramente excede 0,35% em comparação com o O_2 , que é de 20%. Acrescenta-se o fato de que os microrganismos aeróbios heterotróficos predominam na maioria das condições dos solos, liberando CO_2 como principal subproduto do metabolismo. Segundo Nannipieri (1984), a atividade microbiana é utilizada como uma maneira de melhor entender os processos de mineralização e visualizar mais profundamente a intensidade dos fluxos de energia no solo. Estas características, medidas a partir da taxa de respiração em resposta à adição de substrato (Christensen et al., 1996), apresentam certas restrições, uma vez que para sua aplicação deve-se assumir que todas as populações microbianas do solo respondem igualmente ao substrato (geralmente glicose) (Jenkinson, 1988). Respiração basal (sem adição de substrato), segundo Franzluebbers, Zuberer e Hons (1995), apresenta alta correlação com vários métodos de quantificação da atividade microbiana (C e N na biomassa microbiana, respiração induzida com substrato, mineralização do N) e se destaca pela simplicidade de execução. A respiração reflete, portanto, a degradação: a) dos resíduos vegetais; b) exudatos das raízes; c) matéria orgânica nativa; d) compostos orgânicos adicionados ao solo (pesticidas, esterco, etc) e e) degradação de macro e microrganismos, sendo um indicador da perda de carbono orgânico, reciclagem de nutrientes e resposta ao manejo do solo (Parkin, Doran e Franco-Vizcaíno, 1996).

O quociente metabólico $q\text{CO}_2$ é considerado muito importante na avaliação dos efeitos das condições ambientais sobre a atividade microbiana do solo, sendo referido como taxa de respiração específica da biomassa (Anderson e Domsch, 1993). Este quociente é expresso em quantidade de CO_2 por quantidade de carbono da biomassa microbiana por certo tempo. Maiores valores são encontrados em condições mais adversas à população, ou seja, nos locais em que ela gasta mais C oxidável para sua manutenção. Isto ocorre

geralmente em solos ácidos, com pH na faixa de 7-8 (Anderson e Domsch, 1993), maior em sistemas jovem do que em mais maduros (Anderson e Domsch, 1989) e maior em solos que receberam adição recente de substrato (Grisi, 1995). A aplicação de quocientes metabólicos pode ser uma ferramenta significativa para a quantificação da influência de fatores externos aos microrganismos do solo, principalmente: a) determinação do desempenho funcional de comunidades microbianas em dadas condições-padrão; b) impacto do manejo de solos e c) impacto da biomassa da fauna do solo (Anderson e Domsch, 1986). O qCO_2 tem grande potencial para a compreensão do desenvolvimento microbiano no ecossistema em estudo, e seu uso pode ajudar a resolver as questões sobre a estrutura da comunidade, como esta se relaciona com sua função, e decidir se o surgimento ou desaparecimento de populações na comunidade microbiana, em termos de energia, é vantajoso ou não. Portanto, é também um bom indicador do grau de desenvolvimento de um ecossistema, podendo ser indicador do grau de reabilitação. Em áreas de mineração de bauxita na Austrália, Sawada (1996) verificou altos valores de qCO_2 em áreas com 2 e 3 anos de reabilitação, sendo que estes valores diminuíram com o aumento da idade de reabilitação. Este aumento, comparado com solo sob floresta, sugere que a comunidade microbiana em solos recém-minerados está sob estresse devido, principalmente, à perda de carbono orgânico do solo e à baixa entrada de carbono advindo da decomposição dos resíduos vegetais, como já comentado anteriormente. Com o aumento da vegetação e, por consequência, aumento da deposição de resíduos vegetais, ocorre aumento da disponibilidade de fonte de energia (carbono) e diminuição do estresse.

É importante conhecer, ainda, como a diversidade microbiana está associada ao uso mais eficiente do carbono e nutrientes e o que os custos de estresses representam em termos de perda de energia (Anderson, 1994). Em determinados ambientes, há uma constante atividade porque a maioria das

células são influenciadas pelos efeitos nutricionais, físicos ou químicos. Desse modo, é necessário relacionar esta característica com aquelas de natureza abiótica no solo. Análises de entrada/saída de nutrientes para ecossistemas têm sido usadas para entender sua dinâmica de desenvolvimento. Mineralização de substratos orgânicos e liberação de nutrientes ou elementos resultam de atividade heterotrófica da biomassa microbiana e podem ser medidos. Isto faz com que a mesma se torne um agente vital e controlador do fluxo de energia e nutrientes nos ecossistemas terrestres. O uso de quocientes metabólicos, particularmente aqueles que refletem o fluxo de carbono através da biomassa microbiana, como o quociente metabólico (qCO_2), se torna ferramenta fundamental na elucidação de fluxos de entrada de elementos ou energia através da biomassa microbiana, além de ser um indicador sensível de estresse que pode ser utilizado para refletir as sucessões de um ecossistema.

Distúrbios no solo causam uma elevação do qCO_2 , enquanto o período de sucessão primária, desenvolvimento do ecossistema durante a sucessão secundária, adaptação ao sistema de cultivo e diminuição da poluição promovem uma diminuição desta relação (Wardle e Ghani, 1995). Entretanto, há várias limitações quanto ao uso deste quociente, porque se confundem efeitos de distúrbios (por exemplo, alteração rápida das condições ambientais) com aqueles de estresses (por exemplo, alterações não tão severas).

Baixos valores de biomassa microbiana podem ser característicos tanto para estresses quanto para distúrbios, e ambos são fatores que podem promover um aumento nos valores de qCO_2 . Dados mostraram que alto índice de qCO_2 e baixo valor de biomassa microbiana podem ocorrer juntamente em sucessões ecológicas tardias e que a relação negativa entre os dois fatores reflete uma resposta dupla ao estresse propriamente dito. Wardle e Ghani (1995) propuseram que em um sistema não estressado (sem limitação nutricional), os efeitos de distúrbios de fertilizante reduzem a eficiência microbiana e aumentam o qCO_2 ,

enquanto em um sistema estressado (limitação nutricional), estes efeitos são compensados pela diminuição do estresse, aumentando a eficiência microbiana e reduzindo o qCO_2 . Com isso, verifica-se que a relação qCO_2 deve ser interpretada com cuidado porque responde indistintamente aos distúrbios e é confundida pelas respostas microbianas aos estresses. Em particular, estes autores comentaram que este índice pode ser utilizado na avaliação relativa de quão eficiente a biomassa microbiana do solo está sendo utilizada em fontes de C e o grau de limitação para a mesma.

→ Outra medida da atividade microbiana no solo são as medições enzimáticas. Desde a década de 50, a atividade enzimática tem sido estudada como possível meio para determinar a atividade biológica no solo, e embora criticada, pode servir como índice de fertilidade, como indicador biológico (Skujins, 1978; Burns, 1983; Nannipieri, 1994) e servir como estratificador de ambientes (Kulinska, Camargo e Drozdowick, 1982). São conhecidas mais de 50 enzimas no solo, sendo que as mais estudadas estão na tabela 1. Atualmente, a atividade enzimática tem sido considerada com um indicador da qualidade de solo (Dick, 1984). Um dos principais pontos é que os processos biológicos e bioquímicos são fundamentais para o funcionamento do ecossistema e as enzimas extracelulares têm papel chave neste contexto, pois são catalisadoras de inúmeras reações que ocorrem no solo relacionadas ao ciclo bioquímico dos nutrientes (Dick, 1984; Dick, Breakwell e Turco, 1996).

Enzimas estão entre as mais notáveis biomoléculas porque mostram extraordinária especificidade em catalisar reações biológicas. As enzimas mais estudadas no solo são as oxi-redutases e as hidrolases e poucos estudos têm sido realizados com as transferases e liases (Tabela 1), isto porque as primeiras participam de reações de degradação da matéria orgânica (Nannipieri, Grego e Ceccanti, 1990).

Quando uma enzima é liberada para o solo, ela pode ser imediatamente metabolizada pelos microrganismos ou se associar física ou quimicamente aos colóides ou substâncias húmicas do solo, o que a torna mais estável e inacessível a inibidores e extratores. Assim, cerca de um terço do nitrogênio do solo pode estar na forma de complexos protéicos com colóides (Kiss, Dragan-Burlarda e Radulescu, 1975). As enzimas complexadas podem ser liberadas para a solução do solo, com uma pequena perda de atividade (Melo, 1988). Portanto, vários fatores podem influenciar a atividade enzimática do solo como, descrito por Gianfreda e Bollag (1996), e entre eles estão: a) estacionais: fraca relação com a variação estacional; b) geográfico: reflete a vegetação, solo e clima da região; c) *In situ*: profundidade do perfil; d) físico-químicos do solo: correlações com presença, tipo e nível de atividade com pH, umidade, CTC, C orgânico, N total, argila húmus e sais solúveis; e) disponibilidade de substrato e enzima são geralmente limitantes, fertilizantes têm efeitos complexos, matérias orgânicas são geralmente estimulantes, cultivo do solo que provoca pouca movimentação do solo (cultivo mínimo e plantio direto) - geralmente a atividade é maior e os efeitos dos pesticidas dependem de fatores como a natureza química, dose, frequência, tipo de solo e cultura e e) antrópicos: desmatamento, decapitação do solo, precipitação ácida, deposição de metais pesados e poluentes no solo.

A atividade enzimática pode ser uma ferramenta no monitoramento das alterações que ocorrem no solo devido a fatores antropogênicos como o tipo de manejo do solo e poluição do solo com excesso de fertilizantes, pesticidas, sal e metais pesados, fatores que podem influenciar na produção, atividade, comportamento catalítico e persistência no solo (Gianfreda e Bollag, 1996) e no monitoramento de solos minerados e reabilitados, como discutido mais adiante.

As alterações provocadas pelo homem no solo podem causar uma diminuição na atividade e, conseqüentemente, um prejuízo na sustentabilidade do ecossistema devido à redução da decomposição da matéria orgânica e

diminuição da ciclagem de nutrientes. Em solo altamente contaminado com diversos metais pesados pela deposição de agentes químicos, verificou-se uma acentuada redução devido às altas concentrações de metais na biomassa microbiana e na atividade de algumas enzimas, como a β -glicosidase, fosfatase ácida e alcalina, sendo esta redução de 98, 95 e 50%, respectivamente, além de uma severa redução da decomposição da matéria orgânica e, conseqüentemente, da ciclagem de nutrientes (Kuperman e Carreiro, 1997). Os autores ainda encontraram correlação entre a biomassa microbiana e a atividade enzimática do solo, indicando que o decréscimo da atividade enzimática é causado primariamente pela supressão direta do crescimento microbiano, inibido pela contaminação. Áreas mineradas para extração de carvão e reabilitadas apresentaram redução na atividade da urease mesmo após 23 anos de reabilitação, comparadas com uma área adjacente não minerada (Eterervskaya et al., 1985, citado em Kiss, Dragan-Burlarda e Pasca, 1993). Stroo e Jencks (1982), também trabalhando em áreas mineradas para extração do carvão, verificaram que a urease e a fosfatase, mesmo após 20 anos de reabilitação, não atingiram o patamar de um solo nativo, sendo que a aplicação de uma fonte de nitrogênio e carbono (fertilizante e esterco) apresentou um aumento de suas atividades em até 100%, demonstrando que estas enzimas são altamente dependentes do nível de carbono e nitrogênio no solo, o que é comprovado pela correlação significativa entre estas enzimas e o carbono orgânico ($r=0,60^{**}$) e nitrogênio total ($r=0,55^{**}$). Resultados semelhantes também foram encontrados por Clark e Clark (1981) em áreas sob mineração de chumbo na Inglaterra e por Daraseluya, (1979) citado em Kiss, Dragan-Burlarda e Pasca (1993), em mineração de manganês na Romênia.

Em áreas de mineração de chumbo abandonadas, sem nenhum processo de reabilitação, revegetada naturalmente com *Agrotis tenuis*, *Festuca* sp e *Minuartia* sp, espécies consideradas tolerantes à contaminação deste metal,

verificou-se baixa atividade da urease ($0,58 \mu\text{g N-NH}_4^+ \text{ g solo}^{-1} \text{ h}^{-1}$) quando comparadas com área adjacente reabilitada com pastagem ($39 \mu\text{g N-NH}_4^+ \text{ g solo}^{-1} \text{ h}^{-1}$), mostrando que esta enzima é muito afetada pela mineração (Williams, McNeilly e Wellington, 1977). Em solo degradado pela erosão, Garcia e Hernades (1997) verificaram que a urease e a β -glicosidase foram as mais afetadas, sendo que estas enzimas tiveram alta correlação com o carbono orgânico. Wick, Kühne e Vlek (1998), também trabalhando com solo degradado e várias estratégias de reabilitação, mostraram que a fosfatase ácida e a β -glicosidase foram os componentes principais no monitoramento destas áreas, sendo que a β -glicosidase foi a que apresentou maior sensibilidade.

TABELA 1. Principais classes e subclasses de enzimas e suas reações (Moreira e Siqueira, 2001).

Classes	Exemplos de sub-classes	Exemplos de reações
Oxi-redutases	Desidrogenases, oxidases, redutases, oxigenases, peroxidases e catalases	Reações de oxi-redução importantes nos processos de respiração e fermentação
Hidrolases	Glicosidases, peptidases, Fosfatases e ribonucleases	Clivagem hidrolítica de ligações químicas funcionais
Transferases	Aminotransferases e kinases	Transferência de constituintes moleculares entre moléculas
Liases	Descarboxilases, sintetases e liases	Adição ou remoção de grupos químicos como CO_2 , NH_3 , H_2O
Isomerases	Racemases e isomerases	Inversões em átomos de assimétricos
Ligases	Sintetases e carboxilases	Ligação de duas moléculas às custas de ATP. Importantes no anabolismo

A hidrólise do diacetato de fluoresceína (DAF) é usada para determinar a quantidade dos microrganismos decompositores primários, como fungos (Soderstrom, 1977) bactérias (Lundgreen, 1981). O DAF é hidrolizado por várias enzimas, como a proteases, lipases e esterases (Schnürer e Rosswall, 1982), e utilizado para quantificar a biomassa microbiana ativa do solo. Em solos contaminados com vários metais pesados, verificou-se uma redução da hidrólise do DAF e uma alta correlação positiva com a β -glicosidase e fosfatase ácida, indicando que a contaminação afetou a atividade dos microrganismos que envolvem a decomposição da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes (Kuperman e Carreiro, 1997). Poucos estudos têm sido desenvolvidos utilizando a DAF que, devido à sua importância na determinação da biomassa ativa do solo, poderia ser utilizado como indicador da qualidade do solo e, portanto, da sua reabilitação.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A manutenção da viabilidade, diversidade populacional e o funcionamento da comunidade microbiana do solo são essenciais para a sustentabilidade dos ecossistemas. Atividades antrópicas podem, direta ou indiretamente, afetar o funcionamento e a diversidade do sistema; portanto, o entendimento dos processos biológico no solo é necessário para indicar estratégias de manejo e política para a promoção de ecossistemas sustentável. A adoção de indicadores bioquímicos do solo como uma característica para o monitoramento dos processos de reabilitação de áreas mineradas que envolvem o carbono orgânico, nitrogênio orgânico, a biomassa microbiana, respiração e índices metabólicos (qCO_2 e C_{mic}/C_{org}) e atividade enzimática permitirá um melhor entendimento dos efeitos deletérios causado pela mineração.

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, M.A.; ATTIWILL, P.M. Nutrient cycling and nitrogen mineralisation in eucalypt forest of south-eastern Austrália. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.92, n.3, p.341-362, 1986.
- ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient (qCO_2) as a specific activity parameter to asses the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.25, n.3, p.393-395, Mar. 1993.
- ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.21, n.4, p.471-479, Apr. 1989.
- ANDERSON, T.H. Physiological analysis of microbial communities in soil: applications and limitations. In: RITZ, K.; DIGHTON, J.; GILLER, K.E. (eds) **Beyond the biomass**. Chichester: John Wiley e Sons, 1994. p. 67-76.
- ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Carbon assimilation and micobial activity in soil. **Zeitschrift für Pflanzenernaehrung und Bodenkunde**, Weinheim, v.149, p. 457-468, 1986.
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Projeto Sapucaí: Estado de Minas Gerais e São Paulo**. Brasília. 1979. 299p. (Relatório Geologia n.4).
- BRELAND, T.A.; HANSEN, S. Nitrogen mineralization and microbial biomass as affected by soil compaction. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.28, n. 4/5, p. 655-663, Apr./May 1996.
- BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.19, n.2/3, p.269-279, Feb./Mar. 1995.
- BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Field e laboratory methods for general ecology**. 2.ed. Dubuque: Iowa Wm. C. Brown Publishers, 1977. chap. 1b, p. 8-20.

- BROWN, S.; LUGO, A.E. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. **Restoration Ecology**, Cambridge, v.2, n.2, p.97-111, 1994.
- BURNS, R.G. Extra cellular enzyme-substrate interactions in soil. In: SLATER, J.H.; WHITTENBURY, R.; WIMPENNY, W.T. (eds) **Microbes in their natural environments**. Cambridge: Cambridge University Press, 1983. p.249-298. (Symposium 34).
- CAMPOS, D.C. **Influência da mudança do uso da terra sobre a matéria orgânica no município de São Pedro – SP**. Piracicaba: USP, 1998. 83p. (Dissertação - Mestrado em Microbiologia Agrícola).
- CHRISTENSEN, S.; RONN, R.; EKELUND, F.; ANDERSEN, J.; DAMGAARD, U. Soil Respiration profiles and protozoan enumeration agree as microbial growth indicators. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.28, n.7, p.865-868, July 1996.
- CERRI, C.C.; VOLKOFF, B.; EDUARDO, B.P. Efeito do desmatamento sobre a biomassa microbiana em Latossolo Amarelo da Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.9, n.1, p.1-4, jan./abr. 1985.
- CLARK, R.K.; CLARCK, S.C. Floristic diversity in relation to soil characteristic in lead mining complex in the Pennines, England. **New Phytologist**, London, v.87, p.799-815, 1981.
- DICK, R.P.; BREAKWELL, D.P.; TURCO, R.F. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (eds) **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.247-272.
- § DICK, W.A. Influence of long-term tillage and crop rotation combinations on soil enzyme activities. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v.48, n.3, p.569-574, May/June 1984.
- DORAN, J. W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (eds) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1994.
- DORAN, J.W.; SARRANTONIO, M.; LIEBIG, M.A. Soil health and sustainability. **Advances in Agronomy**, New York, v.56, p.1-54, 1996.

- FERREIRA, C.A.G.; FUSER, J.E.; ZANATTA, P.R.; WILLIAMS SON, D. Reabilitação de áreas mineradas de bauxita no planalto de Poços de Caldas-MG. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., *Anais...*, Ouro Preto: UFV, p. 27-35, 1997.
- FOSTER, M.B. Long term recovery of vegetation and soils in Weipa regeneration. In: ENVIRONMENTAL WORKSHOP, 1986, Camberra. *Proceedings...* Australian: Mining Industry Council, 1986. p.53-58.
- FOX, R.L.; PENA, R.S.D.L.; GAVENDA, R.T.; HABTE, M.; HUE, N.V.; IKAWA, H.; JONES, R.C.; PLUCKNETT, D.L.; SILVA, J.A.; SOLTANPOUR, P. Amelioration, revegetation and subsequent soil formation in denuded bauxitic materials. *Allertonia, Lawai*, v.602, p. 128-184, 1991.
- FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; DIAS, L.E.; FARIA, S.M. Revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas - PA com leguminosas arbóreas noduladas e micorrizadas. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO, 1.; SIMPÓSIO NACIONAL: recuperação de áreas degradadas, 2., 1994, Foz do Iguaçu. *Anais...* Curitiba: UFPR, 1994. 679p.
- FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.; SILVA, E.; FARIA, S.M. Revegetation of acidic residues from bauxite mining using nodulated and mycorrhizal legume trees. *Nitrogen Fixing Trees*. Research Reports, p.313-320, 1995.
- FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.; SILVA, E.; FARIA, S.M. **Revegetação de solos degradados**. Seropédica, RJ: EMBRAPA-CNPAB, 1992. 11p. (EMBRAPA-CNPAB. Comunicado Técnico, 9).
- FRANZLUEBBERS, A.J.; ZUBERER, D.A.; HONS, F.M. Comparison of microbiological methods for evaluating quality and fertility of soil. *Biology and Fertility of Soils*, Berlin, v. 19, n.1, p.135-140, Jan. 1995.
- GARCIA, C.; HERNADES, T. Biological and biochemical indicators in derelict soils subject to erosion. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.29, n.2, p.171-177, Feb.1997.
- GERALDES, A.P.A.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J. Biomassa microbiana de solo sob pastagens na Amazônia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.19, n.1, p.55-60, jan./abr. 1995.

- @GIANFRIDA, L.; BOLLAG, J.M. Influence of natural and anthropogenic factors on enzyme activity in soil. In: STOTZKY, G.; BOLLAG, J.M. (eds) Soil Biochemistry. New York: M. Dekker, 1996, v.9, p.123-193.
- GRANATSTEIN, D.; BEZDICEK, D.F. The need for a soil quality index: local and regional perspectives. *American Journal of Alternative Agriculture*, Greenbelt, v.17, p.12-16, 1992.
- GREB, G.W.; BAUDER, J.W. Particle size analysis. In: KLUTE, A. (ed.) *Methods of soil analysis*. 2.ed. Madison: American Society of Agronomy, 1986, v.1, p.383-411.
- GRJEFFTH, J.I. Recuperação conservacionista da superfície de áreas mineradas: uma revisão de literatura. Vigosa: Sociedade de Investigações Florestais, 1980. 106p. (Boletim Técnico n.79)
- GRISI, B.M. Biomassa e atividade de microrganismos do solo: revisão metodológica. *Revista Nordestina de Biologia*, João Pessoa, v.10, n.1, p.1-22, 1995.
- GRISI, B.M. Participação da microbiota na ciclagem de nutrientes. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 4., 1996, Aguas de Lindóia. Anais... Campinas: Software Gráfico Comercio e Serviços/Bíca Produções S/C, 1996. CD-ROM.
- GRUNDY, M.J. Mineral nutrient requirements for pasture establishment on mined land at Weipa. North Queensland: Department of Agriculture, The University of Queensland, 1980. (MSc Thesis)
- INSAM, H.; DOMSCH, K.H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. *Microbial Ecology*, Tokio, v.15, p.177-188, 1988.
- JEHNE, W.; THOMPSON, C.H. Mycorrhizas and the revegetation of mined areas following bauxite mining at Weipa, North Queensland: Internal report to Comalco, 1983.
- JENKINSON, D.S. The determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: WILSON, J.R. (ed.) *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems*. Wallingford: Commonwealth Agricultural Bureau International, 1988. p.368-386.

- JENKINSON, D.S.; LADD, J.M. Microbial biomass in soil: movement and turnover. In: PAUL, E.A.; LADD, J.M. (eds). **Soil Biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1981. p.368-386.
- JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V.A. method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.8, p.204-213, 1976.
- KENNEDY, A.C.; PAPENDICK, R.I. Microbial characteristics of soil quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.50, n.3, p.243-248, May/June 1995.
- KENNEDY, A.C.; SMITH, K.L. Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.170, n.1, p.75-86, Mar. 1995.
- KISS, S.; DRAGAN-BULARDA, M.; PASCA, D. Enzymology of technogenic soils. **Advances in Agronomy**, New York, v.42, p.230-278, 1993.
- KISS, S.; DRAGAN-BULARDA, M.; RADULESCU, D. Biological significance of enzymes accumulated in soil. **Advance Agronomy**, New York, v.27, p.25-87, 1975.
- KOCH, J.M.; WARD, S.C. Establishment of understorey vegetation for rehabilitation of bauxite-mined areas in the Jarrah Forest of Western Australia. **Journal of Environmental Management**, London, v.41, p.1-15, 1994.
- KULINSKA, D.; CAMARGO, V.L.L.; DROZDOWICZ, A. Enzyme activities in "Cerrado" soils in Brazil. **Pedobiologia**, Leirzig, v.24, n.2, p.101-107, 1982.
- ØKUPERMAN, R.G.; CARREIRO, M.M. Soil heavy metal concentrations, microbial biomass and enzyme activities in a contaminated grassland ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.29, n.2, p.179-190, Feb. 1997.
- LARSON, W.E.; PIERCE, F.J. Conservation and enhancement of soil quality. In: **Evaluation of sustainable management in the development world**. Bangkok, Thailand: International Board for Soil Research and Manage, 1991. p.175-203. (Technical Paper, v.2)

- LUNDGREN, B. Fluorescein diacetate as a stain of metabolically active bacteria in soil. *Oikos*, Copenhagen, v.36, p.17-22, 1981.
- MARTENS, R. Current methods for measuring microbial biomass C in soil: potentials and limitations. *Biology and Fertility of Soils*, Berlin, v.19, n.1, p.87-99, Jan. 1995.
- MELO, W.J. Enzimas no solo. In: *SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. A responsabilidade social da Ciência do Solo*. Piracicaba, 1988. p.365-378.
- MINTER-IBAMA. Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação. Brasília: IBAMA, 1990. 96p.
- MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras: UFLA/FAPE, 2001. (no prelo).
- NANNIPERI, P. Microbial biomass and activity measurements in soil: ecological significance. In: KLUG, M.J.; REDDY, C.A. (eds) *Current Perspectives in Microbial Ecology*. Washington: America Society for Microbiology, 1984. p.515-521.
- NANNIPERI, P. Productivity, sustainability and pollution. In: PARKHURST, C.E.; DOUBE, B.M.; GUPTA, V.V.; GRACE, P.R. (eds) *Soil Biota - management in sustainable farming systems*. Adelaide: CSIRO, 1994. p.238-244.
- NANNIPERI, P.; GREGO, S.; CECCANTI, B. Ecological significance of the biological activity in soil. *Soil Biochemistry*, New York, v.6, p.293-355, 1990.
- NEGREIROS, J.H.C. *Bauxita em Pocos de Caldas*. Pocos de Caldas: ALCOMINAS, 1979. 24p.
- NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: PAGE, A.L. (ed.) *Methods of soil analysis: Chemical and mineralogical properties*. 2.ed. Madison: ASA/SSSA, 1982. p. 539-579.
- PARKIN, T.B.; DORAN, J.W.; FRANCO-VIZCAINO, E. Field and laboratory tests of soil respiration. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. *Methods for assessing soil quality*. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.231-245.

- PFENNING, L.; EDUARDO, B.P.; CERRI, C.C. Os métodos de fumigação-incubação e fumigação-extração na estimativa da biomassa microbiana em solos da amazônia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. Campinas, v.16, n.1, p. 31-37, jan./abr. 1992.
- POWLSON, D.S.; BROOKES, P.C.; CHRISTENSEN, B.T. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.19, n.2, p.159-164, Feb.1987.
- PRASAD, P.; BASU, S.; BEHERA, N. A comparative account of the microbiological characteristics of soils under natural forest, grassland and cropfield from Eastern India. *Plant and Soil*, Dordrecht, v.175, n.1, p.85-91, Aug.1994.
- SAWADA, Y. Indices of microbial biomass and activity to assess minesite rehabilitation. In: MINERALS COUNCIL OF AUSTRALIA ENVIRONMENTAL WORKSHOP, 1996, Camberra: Minerals Council of Australia, p. 223-236. 1996.
- SCHNITZER, M. Soil organic matter - the next 75 years. *Soil Science*, Baltimore, v.151, n.1, p.41-58, Jan.1991.
- SCHNÜRER, J.; ROSSWALL, T. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Applied and Environmental Microbiology*, Washington, v.43, n.6, p.1256-1261, June 1982.
- SCHWENKE, G.D.; AYRE, L.; MULLIGAN, D.R.; BELL, L.C. Soil stripping and replacement for the rehabilitation of bauxite-mined land at Weipa. II. Soil organic matter dynamics in mine. *Australian Journal of Soil Research*, Melbourne, v.38, p.371-393, 2000.
- SCHWENKE, G.D.; MULLIGAN, D.R.; BELL, L.C. Soil stripping and replacement for the rehabilitation of bauxite-mined land at Weipa. I. Initial changes to soil matter and related parameters. *Australian Journal of Soil Research*, Melbourne, v.38, p.345-369, 2000a.
- SCHWENKE, G.D.; MULLIGAN, D.R.; BELL, L.C. Soil stripping and replacement for the rehabilitation of bauxite-mined land at Weipa. III. Simulated long-term soil organic matter development. *Australian Journal of Soil Research*, Melbourne, v.38, p.395-410, 2000b.

- SENGUPTA, M. **Environmental impacts of mining: monitoring, restoration, and control.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. 494p.
- SIQUEIRA, J.O.; FRANCO, A.A. **Biotecnologia do solo: fundamentos e perspectivas.** Lavras, ESAL/FAEPE, 1988. 236p.
- SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. **Microbiologia do solo e a sustentabilidade agrícola: enfoque em fertilidade do solo e nutrição vegetal.** In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 22., 1996, Manaus. **Anais...** Manaus: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996. p. 1-42.
- SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; GRISI, B.M.; HUNGRIA, M.; ARAUJO, R.S. **Microrganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental.** Brasília: EMBRAPA, 1994. 142p.
- SIQUEIRA, J.O.; SAGGIN-JÚNIOR, O.J. **The importance of mycorrhizae association in natural low-fertility soils.** In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ENVIRONMENTAL STRESS: maize in perspective, 1995, Sete Lagoas: EMBRAPA. **Proceedings...** Sete Lagoas: EMBRAPA/CYMMYT/UNDT, 1995. p.240-280.
- SKUJINS, J. **History of abiotic soil enzyme research.** In: BURNS, R.G. (ed.) **Soil enzymes.** London: Academic Press, 1978. p. 1-49.
- SODERSTROM, B.E. **Vital staining of fungi in pure cultures and in soil with fluorescein diacetate.** **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.9, p.59-63, 1977.
- SRIVASTAVA, S.C.; SINGH, J.S. **Microbial C, N and P in dry tropical forest soils: effects of alternate land-user and nutrient flux.** **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.23, n.2, p.117-124, Feb. 1991.
- STROO, H.F.; JENCHS, E.M. **Enzyme activity and respiration in minesoils.** **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.46, n.3, p.548-553, May/June 1982.
- TATE III, R.L. **Microorganisms, ecosystem disturbance and soil formation processes.** In: TATE III, R.L.; KLEIN, D.A. (ed.). **Soil reclamation processes: microbiological analyses and applications.** New York: Marcel Dekker, 1985. p.1-33.

- TURCO, R.F.; KENNEDY, A.C.; JASON, M.D. Microbial indicators of soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (eds) **Defining soil quality for sustainable environment**. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1994. chap.5, p.73-90.
- VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.19, n.6, p.703-707, June 1987.
- VISSER, S. Management of microbial processes in surface mined land reclamation in Wertern Canada. In: TATE, R.L. III; KLEIN, D.A. (eds) **Soil reclamation processes: microbiological analyses and applications**, New York: Dekker, 1985. p. 203-241.
- WARD, S.C. Soil development on rehabilitated bauxite mines in south-west Australia **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.38, p.453-464, 2000.
- WARDLE, D.A. A comparative assessment of factors with influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. **Biology Review**, Cambridge, v.67, p.321-358, 1992.
- WARDLE, D.A.; GHANI, A. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.27, n.12, p.1601-1610, Dec. 1995.
- WICK, B.; KÜHNE, R.F.; VLEK, P.L.G. Soil microbiological parameters as indicators of soil quality under improved fallow management systems in south-western Nigeria. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.202, p.97-107, May 1998.
- WILLIAMS, S.T.; McNEILLY, T.; WELLINGTON, E.M.H. The decomposition of vegetation growing on metal mine waste. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.9, p.271-275, 1977.
- WILLIAMSON, J.C.; JOHNSON, D.B. Conservation of mineral nitrogen in restored soils at opencast coal mine sites: II The effects of inhibition of nitrification and organic amendmensts on nitrogen losses and soil microbial biomass. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.45, n.3, p.319-326, Sept. 1994.

CAPÍTULO 2

CARBONO, NITROGÊNIO, BIOMASSA E ATIVIDADE MICROBIANA DO SOLO EM DUAS CRONOSSEQUÊNCIAS DE REABILITAÇÃO EM ÁREAS DE MINERAÇÃO DE BAUXITA

RESUMO

CARNEIRO, M.A.C. Carbono, nitrogênio, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronossequências de reabilitação em áreas de mineração de bauxita. Lavras: UFLA, 2000. Cap. 2. 72p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)¹

Dentre as atividades antrópicas que interferem no meio ambiente, a mineração é uma das que causa maior impacto nos ecossistemas e o grau de degradação causado depende da intensidade de interferência no solo, do volume explorado e do rejeito produzido. Os microrganismos do solo e sua atividade, por participarem de funções chaves no solo, podem fornecer indicações sobre o real estado de reabilitação de áreas mineradas. O objetivo deste estudo foi de avaliar a biomassa microbiana (BM-C e BM-N), a respiração basal (RES), o qCO_2 , o carbono orgânico (C-ORG) e o nitrogênio total (N-ORG) em duas de reabilitação em áreas de mineração de bauxita. O estudo foi desenvolvido em áreas pertencentes a Alcoa S/A em duas cronossequências de reabilitação, no campo (recém-mineradas; braquiária 2 anos; eucaliptos 4 anos; capim azevém 5 anos; capim gordura 10 anos; eucaliptos 18 anos; bracatinga 19 anos e a referências, sem alterações antrópicas) e na serra (recém-mineradas; capim gordura, guandú e espécies arbórea 2 anos; braquiária, guandú e espécies arbórea 3 anos; bracatinga 7 anos; espécies nativas 10 anos; bracatinga 15 anos; eucaliptos 18 anos; espécies nativas 19 anos e a referências). Foram coletadas amostras destas áreas em duas profundidades (0-10 e 10 a 20 cm) e em quatro épocas (inverno, primavera, verão e outono) com três repetições. As áreas do campo e da serra apresentaram valores semelhantes para a RES e qCO_2 , com exceção das áreas recém-mineradas. A idade de reabilitação influenciou no acúmulo de C-ORG e BM-C em áreas do campo e no C-ORG e BM-N em áreas da serra. O plantio da bracatinga favoreceu o acúmulo de C-ORG, N-ORG, BM-C e BM-N nas áreas do campo e da serra. O resultados sugerem que a utilização de leguminosas capazes de formar simbiose eficiente com rizóbio, com o objetivo de enriquecer do solo com nitrogênio e carbono orgânico pode favorecer a reabilitação destas áreas.

¹ Orientadores: José Oswaldo Siqueira e Fátima M.S. Moreira

ABSTRACT

CARNEIRO, M.A.C. Soil carbon, nitrogen and microbial biomass and activity in two rehabilitation chronosequences in Bauxite mining areas. Lavras: UFLA, 2000. Cap. 1. 72p. (Thesis – Doctorate in Soil and Plant Nutrition)¹

Mining in one of the most impacting anthropic activities on ecosystems, being its impact on soil degradation related to intensity of interference and exploited soil volume and the amount of tails produced. Soil microorganisms are responsible for carrying key functions in the ecosystem and can be great importance in indicating the real rehabilitation status of minesoils. The study was developed in bauxite mine spoil belonging to ALCOA S/A in Poços de Caldas (MG) in two re-habilitation chronosequences: one at the “campo” region and the other one at the “serra” region. In both regions sites ranging from newly-mined non-rehabilitated to undisturbed references, were selected for sampling and *in situ* evaluation. Rehabilitated sites with different ages ranging from two up to nineteen years were included, in addition to both reference sites (non-rehabilitated). The study includes a total of 15 sites from where samples were taken at 0-10 cm and 10-20 cm depth and all four seasons. All sites were replicated three times per sampling. Soil samples were analyzed for their biomass-C (MB-C) and N (MB-N), basal respiration (RES), $q\text{CO}_2$, total organic C and N (ORG-C, ORG-N). It's been found similar values for respiration and $q\text{CO}_2$ in both sites studied. The rehabilitation time favored content of ORG-C and MB-C in the “campo”, sites and ORG-C, ORG-N, MB-C and MB-N at “serra” sites. These variable were higher in site planted with bracinga (*Mimosa scabrella*) than in other sites, even in those with higher age such as *Eucalyptus saligna* with 18 to 19 years. These data indicate the benefit of introducing *Mimosa scabrella* in the rehabilitating area.

¹ Advisers: José Oswaldo Siqueira e Fátima M.S. Moreira

1 INTRODUÇÃO

Dentre as atividades antrópicas que interferem no meio ambiente, a mineração é uma das que causa maior impacto nos ecossistemas e o grau de degradação causado depende da intensidade de interferência no solo, do volume explorado e do rejeito produzido (Griffith, 1980), além da sensibilidade e resiliência da área minerada. No caso da extração de bauxita, procede-se à retirada da cobertura vegetal, seguida pela camada superficial de solo, que é armazenada em leiras, e faz-se a mineração posteriormente, ameniza-se a declividade do terreno, retorna-se com a camada superficial e implementa-se a reabilitação com a introdução de uma cobertura vegetal, metodologia utilizada pela Alcoa S/A, localizada em Poços de Caldas (MG) e descrita em Moraes (1992).

O carbono e o nitrogênio do solo são importantes como fonte de energia e nutriente para os microrganismos do solo e as perturbações no solo causam perdas destes elementos. Em áreas de mineração de bauxita na Austrália, Schwenke, Mulligan e Bell (2000) verificaram que durante o período de armazenamento e na operação de retorno da camada superficial, ocorre perda do C orgânico em até 90%. Isto é devido à contínua decomposição da matéria orgânica do solo e à falta de entrada de resíduos no solo para balancear as perdas.

A biomassa microbiana é o componente vivo da matéria orgânica do solo e está envolvida nas transformações e estocagem do C e nutrientes, que são liberados durante a sua ciclagem, o que acontece em menos de 1 ano (Siqueira et al., 1994). Portanto, é considerada como regulador crítico dos processos biológicos no ecossistema e fonte de energia e de nutrientes para as plantas (Rice, Moormam e Beare, 1996; Srivastava e Singh, 1991; Wardle, 1992).

Conhecer a biomassa é essencialmente uma maneira de se conhecer o potencial de manutenção das características de um solo vivo, ou seja, um eficiente compartimento de reserva de nutrientes que reflete de imediato as interferências que sobre ele atuam. Em áreas de mineração de carvão abandonadas na Índia, houve uma severa redução do carbono e nitrogênio da biomassa microbiana. Mesmo após 20 anos, estas áreas apresentaram 496 e 36 $\mu\text{g g solo}^{-1}$ do C e N na biomassa microbiana, enquanto áreas sob floresta sem alterações apresentaram 867 e 75 $\mu\text{g g solo}^{-1}$ para C e N da biomassa microbiana, respectivamente (Srivastava, Jha e Singh, 1989). Em áreas de mineração de bauxita, observaram-se reduções na biomassa no primeiro ano após a reabilitação. A partir do terceiro ano, utilizando espécies de gramíneas para revegetar, houve aumento da biomassa carbono (Sawada, 1996).

Outro processo biológico importante no solo é a respiração que reflete a atividade biológica do solo, definida pela produção de CO_2 ou consumo de O_2 como resultado de processos metabólicos dos organismos do solo, representando um sensível indicador microbiológico das alterações ocorridas no solo como a adição de resíduos de plantas e animais, manejo e a poluição do solo (Parkin, Doran e Franco-Viscaíno, 1996).

A utilização de características bioquímicas como a biomassa microbiana e a respiração, além do uso de quocientes como $q\text{CO}_2$ e a relação $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$, pode indicar o real estado de reabilitação de áreas mineradas.

O objetivo deste estudo foi avaliar o carbono e nitrogênio orgânico, carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, a respiração e os quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) em duas cronosseqüências de reabilitação, em áreas de mineração de bauxita.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em áreas mineradas da Alcoa Alumínio S/A, em Poços de Caldas (MG), no período de Setembro 1998 a Dezembro 1999. Esta empresa vem extraindo bauxita desde 1970, e a partir 1978 iniciou o processo de recuperação das áreas degradadas. O município de Poços de Caldas está localizado ao sul do Estado de Minas Gerais, entre as coordenadas 21° 15' 20" latitude sul (LS) e 46° 33' 55" latitude oeste (LW), abrangendo uma área de 533 km². Situa-se a 1.186 m de altitude, num planalto de forma elíptica, denominado planalto de Poços de Caldas (Baldassari, 1988), que está inserido na sub-bacia do Rio Grande, bacia hidrográfica do Rio Paraná. As serras que envolvem este planalto alcançam 1.637 m de altitude no Morro do Cristo Redentor, enquanto o interior se nivela em 1.300 m (Lorenzo, 1991). Os recursos minerais do complexo de Poços de Caldas são compostos por jazidas de bauxita, exploradas pela Companhia Geral de Minas, subsidiária da Alcoa Alumínio S/A, urânio e badelita (minerais zirconíferos), com teores variáveis de urânio e depósito de tório (Nappo, 1999).

Os depósitos de bauxita da região ocorrem superficialmente, formando inúmeros corpos descontínuos de formato irregular, ocupando o cume ou as meias encostas, sendo que a espessura das jazidas pode atingir até 12 m, mas a exploração econômica média está normalmente entre 4 a 5 m de profundidade, conforme as estratégias de lavra adotadas pela Alcoa nesta região.

2.1 Caracterização do meio físico e clima

Segundo a classificação de Köppen, o clima predominante na região é Cfb e se caracteriza por apresentar condições mesotérmicas úmidas com verões

chuvosos e estações bem definidas, uma chuvosa, que vai de outubro a março, e uma seca, de abril a setembro. A precipitação média anual foi de 1.852 mm (de 1998 a 1999), variando de uma mínima de 0,0 mm durante os meses de julho/agosto e máxima 153,0 mm no mês de dezembro/1999. A temperatura média anual na região foi de 17,3°C (período 1998 a 1999), sendo que o mês mais frio, julho, apresentou média de 14°C, e o mais quente, janeiro, de 21°C, durante o período citado acima. A umidade relativa anual média foi de 78,2% com variação de 70 a 83%. Os ventos apresentam ação moderada na direção NE, à velocidade constante de 6 m s⁻¹. Na tabela 1 são apresentados os valores mensais da temperatura, umidade relativa, precipitação, evapotranspiração e velocidade do vento da região, fornecidos pela estação meteorológica da Alcoa-Poços, da própria Alcoa S/A.

TABELA 1. Valores mensais da velocidade do vento, temperatura (Temp), umidade relativa (UR), precipitação (Prec) e evapotranspiração (Evap) da região de Poços de Caldas (MG), segundo estação meteorológica da Alcoa/Poços de Caldas.

Ano Mês	1998					1999				
	Vento m s ⁻¹	Temp °C	U.R. %	Prec. ¹ mm	Evap. ² mm	Vento m s ⁻¹	Temp °C	U.R. %	Prec. mm	Evap mm
Jan	3,3	20,8	86,2	26,8	99,37	---	---	---	---	---
Fev	3,2	20,8	84,8	258,5	50,26	2,9	15,6	88,5	90,0	14,0
Mar	3,0	21,2	79,5	16,0	12,00	2,7	16,0	87,9	127,	45,0
Abr	3,8	24,5	86,9	52,50	6,13	3,3	16,6	85,7	72,5	67,3
Mai	3,6	20,2	87,7	2608,0	50,12	3,5	14,0	82,8	34,5	79,5
Jun	3,7	18,7	90,9	2,5	86,63	3,4	13,3	87,7	39,8	35,4
Jul	3,0	15,8	83,3	0,0	82,31	3,5	14,2	84,4	6,5	50,9
Ago	3,4	14,7	80,4	1,0	64,00	3,5	13,1	73,3	0,0	83,5
Set	3,4	15,8	77,5	8,0	47,00	3,6	16,2	74,1	69,5	79,9
Out	4,0	16,4	81,0	0,0	12,00	3,8	17,6	80,1	74,5	79,
Nov	---	---	---	---	---	3,8	17,4	81,3	62,2	84,7
Dez	---	---	---	---	---	3,7	18,6	86,4	153,	33,7

--- Dados não fornecidos.

¹ Precipitação acumulada durante o mês.

² Evapotranspiração acumulada durante o mês.

Na área de Poços de Caldas, a cobertura vegetal está representada pela floresta subtropical subcaducifólia e pelos campos altimontanos (Gatto et al., 1983; Rodrigues, 1984).

A floresta subtropical subcaducifólia caracteriza-se pela presença de plantas decíduas, que perdem as folhas durante a estação seca. A existência dessa floresta está ligada não somente ao clima mais ameno, mas também a solos mais férteis, como os derivados de tufos vulcânicos. Apresenta três estratos, sendo um superior, em torno de 20 a 30 metros de altura, de modo que quase todos os elementos perdem as folhas durante a estação seca, o segundo, é constituído por espécies de 5 a 15 metros de altura, de folhas perenes e pouco denso; e o extrato inferior arbustivo, com elementos alcançando cerca de 2 metros de altura (Alonso, 1977).

Dentre as espécies características encontradas nessa floresta segundo Azevedo (1962), citam-se as seguintes, dispostas nos três estratos: *Araucaria angustifolia* (pinheiro), *Podocarpus sellowii* (pinheirinho), *Nectandra* sp. (canela amarela), *Ocotea* sp. (canela branca), *Berberis lauruia*, *Schinus* sp., *Dicksonia sellowiana*, *Miconia* sp., *Cyperus* sp., *Cladum* sp., *Barreria bradei*, etc.

Em levantamentos fitossociológicos realizados na área da Alcoa/Poços de Caldas, foram encontradas 1.656 espécies, sendo que nas regiões denominadas Campo do Saco e Santa Rosália foi identificado maior número de espécies, 724 e 363, respectivamente, e no Retiro Branco, um menor número de espécies vegetais, 5 (Leitão-Filho, 1982). Ainda neste estudo, foi obtido um índice de diversidade de 3,36, que foi coerente com índices encontrados em outras florestas do complexo do Brasil Central, que variam de 3,16 a 3,71 (Martins, 1979). As famílias e seus respectivos IVI's (índice de valor de importância) predominantes são: Lauraceae (19,4%), Vockysiaceae (10,3%), Myrtaceae (9,7%), Euphorbiaceae (9,7%) e Myrsinaceae (6,3%).

Os campos altimontanos ocorrem em altitudes acima de 1.000 m, caracterizam-se pela vegetação herbácea, muitas vezes contínua, no interior da qual podem aparecer arbustos isolados. Ocorrem em altitudes acima de 1.000 m, razão pela qual são comumente denominadas de "campos de altitude". Os campos do maciço alcalino de Poços de Caldas são encontrados em altitudes superiores a 1.600 m sobre solos "sílico-argilosos". Dentre as espécies características, podem ser citadas as seguintes: *Cladium eusifolium*, *Aristida* sp., *Paepalanthus polyanthus*, *Habernavia* sp., *Miconia* sp. e *Microlicia isophylla*. Atualmente, estes ambientes estão sendo ocupados por intensa atividade antrópica, predominando pastagens, vegetação secundária e alguns tratos agrícolas (Ururahy et al., 1983).

Os solos característicos desta região são associações de Latossolos Vermelho-Amarelo e Vermelho-Escuro, distróficos, Podzólico Vermelho-Amarelo e Cambissolo Álico e distrófico.

Na região também existem solos que se assemelham morfologicamente a solos já identificados no sul do Brasil, como os Latossolos Brunos e terras brunas estruturadas. Os podzólicos e cambissolos caracterizam-se por se apresentarem pouco desenvolvidos, com muita pedregosidade, com A moderado, textura média a muito argilosa e relevo ondulado a montanhoso, com exceção dos latossolos (Rodrigues, 1984).

2.2 Seleção e caracterização das áreas estudadas

O presente estudo foi desenvolvido em duas condições distintas: em áreas de campo, com uma vegetação típica de campo tropical; e em áreas de montanhas, no topo do planalto, com cobertura vegetal abundante de espécies arbóreas, aqui denominadas serra. Estas áreas foram selecionadas devido à diversidade de ecossistemas impactados durante a mineração, à variedade de

estratégias de revegetação adotadas e à demanda da empresa por este tipo de informação. As áreas foram selecionadas por especialistas em pedologia, física e microbiologia do solo. Cada área selecionada apresentava o mesmo tipo de solo, cambissolo, e características diferenciadas no processo de reabilitação e na idade, variando de 0 até 19 anos, representando uma cronosseqüência de reabilitação, embora os procedimentos para a reabilitação não tenham sido padronizados. As características químicas e físicas encontram-se nas tabelas 2 e 3.

2.2.1 Áreas de Campo

No campo foram selecionados oito locais, que representavam uma cronosseqüências de reabilitação. Na primeira amostragem, foram coletadas amostras em sete áreas, e a partir da segunda foram amostradas oito áreas, pois na área recém minerada da primeira amostragem já havia sido iniciado o processo de reabilitação. As diferentes situações amostradas são descritas a seguir:

Área recém minerada, sem reabilitação (SR0)

Foram coletadas amostras de área recém minerada. Esta área está localizada no Morro das Árvores, com 4,98 ha na LS = 21°51'31" e LW = 46°30'36" e altitude de 1.455 m (Figura 1).

TABELA 2. Médias das características químicas e físicas das áreas de campo estudadas.

Area ¹	pH água	P	K	Ca	Mg	H+Al	SB	t	T	m	V	Areia	Silte	Argila
		mg dm ⁻³	-----cmolc dm ⁻³ -----						-----%-----					
Campo (0-10 cm)														
SR0	5,5	1,1	30,7	1,6	2,6	4,9	4,6	5,1	9,6	20	46	15	25	60
BG2	4,9	1,6	60,6	0,6	0,2	9,1	0,9	2,2	10,1	55	10	17	28	55
E4	4,8	1,4	40,4	0,7	0,3	8,1	1,2	2,2	9,3	50	12	19	30	51
CA5	5,5	1,0	29,7	1,4	0,7	4,0	2,1	2,5	6,2	26	30	22	27	51
CG10	6,1	1,4	35,1	1,5	1,0	2,6	2,6	2,6	5,1	2,0	51	8	30	62
E18	4,9	2,2	36,9	1,6	0,6	7,9	2,4	3,3	10,1	45	18	16	36	47
B19	4,8	1,0	26,0	0,4	0,1	4,7	0,6	1,7	5,3	61	12	11	33	56
RF	5,6	0,1	14,0	0,6	0,2	2,6	0,8	1,0	3,4	19	24	10	25	65
Campo (10-20 cm)														
SR0	5,6	1,1	26,9	1,2	2,5	4,5	4,0	4,4	8,5	19	42	-	-	-
BG2	4,8	1,0	45,6	0,4	0,1	7,5	0,6	1,6	8,1	61	8,2	-	-	-
E4	4,8	1,0	27,9	0,6	0,2	6,6	0,8	1,6	7,5	49	11	-	-	-
CA5	5,7	1,0	24,8	1,2	0,7	2,9	1,9	2,1	4,9	15	33	-	-	-
CG10	5,9	1,0	24,6	1,0	0,8	2,2	1,9	1,9	4,1	0,8	47	-	-	-
E18	4,8	1,3	22,6	0,8	0,3	6,8	1,2	1,9	7,9	44	14	-	-	-
B19	4,9	1,1	21,1	0,4	0,2	4,1	0,6	1,6	4,7	55	13	-	-	-
RF	5,6	0,1	14,0	0,6	0,2	2,6	0,8	1,0	3,4	19	24	-	-	-

¹ SR0 - sem reabilitação; BG2 - braquiária e guandú 2 anos; E4 - eucalipto 4 anos; CA5 - capim azevém 5 anos; CG10 - capim gordura 10 anos; E18 - eucalipto 18 anos; B19 - bracatinga 19 anos; RF - referência, sem alterações antrópicas; t - CTC efetiva; T - CTC a pH 7,0; SB - soma de bases; m - saturação de alumínio; V - saturação de bases.

TABELA 3. Médias das características químicas e físicas das áreas da serra estudadas.

Area ¹	pH água	P mg dm ⁻³	K	Ca	Mg	H+Al	SB	t	T	M	V	Areia Silte Argila		
												-----cmolc dm ⁻³ -----		
Serra (0-10 cm)														
SR0	5,3	1,4	39,3	1,7	1,2	3,7	2,9	3,0	6,7	3	38	21	30	49
GG2	4,7	1,3	44,8	0,5	0,2	9,6	0,8	2,3	10,4	62	8	23	33	44
BG3	4,9	1,0	67,1	0,6	0,2	9,6	0,9	2,2	10,5	57	9	13	25	62
B7	4,9	1,0	34,9	0,7	0,4	6,4	1,2	1,9	7,5	34	16	18	24	58
M10	6,0	1,0	34,1	2,4	1,7	2,1	4,3	4,3	6,4	0,3	62	27	28	45
B15	6,3	5,8	27,4	1,6	0,7	3,4	2,5	2,8	5,9	21	54	38	36	26
E18	4,9	1,6	32,0	1,9	0,8	8,1	2,9	3,5	11,0	28	23	39	20	41
M19	5,2	3,0	37,7	1,1	0,7	5,4	1,9	2,6	7,4	36	24	31	39	30
RF	4,9	1,0	11,0	0,6	0,2	2,9	0,8	2,2	3,7	63	22	20	30	50
Serra (10-20 cm)														
SR0	5,3	2,6	30,4	1,1	0,9	3,4	2,3	2,4	5,7	2,8	35	-	-	-
GG2	4,8	1,1	32,2	0,4	0,2	6,6	0,7	1,7	7,2	60	10	-	-	-
BG3	4,9	1,0	53,4	0,4	0,2	7,8	0,8	1,8	8,5	57	8,9	-	-	-
B7	5,0	1,0	25,7	0,5	0,2	4,9	0,7	1,2	5,7	37	13	-	-	-
M10	6,0	1,2	27,3	1,7	1,3	2,1	3,1	3,3	4,6	5	61	-	-	-
B15	5,9	3,8	21,7	0,9	0,6	3,2	1,6	1,8	4,8	19	44	-	-	-
E18	4,9	1,0	34,2	0,9	0,4	6,5	1,4	2,1	7,9	39	17	-	-	-
M19	5,2	3,2	30,8	1,0	0,6	5,1	1,6	2,5	6,7	39	23	-	-	-
RF	4,9	1,0	11,0	0,6	0,2	2,9	0,8	2,2	3,7	63	22	-	-	-

¹ SR0 - sem reabilitação; GG2 - braquiária e guandú 2 anos; BG3 - braquiária, guandú e espécies nativas 3 anos; B7 - bracatinga 7 anos; M10 - espécies nativas 10 anos; B15 - bracatinga 15 anos; E18 - eucalipto 18 anos; M19 - bracatinga e espécies nativas 10 anos e RF - reflorestamento com espécies nativas.

Brachiaria decumbens Staph (BG2)

Na época da primeira coleta já havia sido reestabelecido o relevo e reposta a camada superficial do solo. Nesta ocasião, foi realizada a correção da fertilidade, aplicando-se a lanço, 3 t ha⁻¹ de calcário dolomítico mais 600 kg ha⁻¹ de NPK (10-30-6) e 3 t ha⁻¹ de termofosfato magnésiano (Yoorin). Foi revegetada em setembro de 1998 (primeiramente designada sem reabilitação) com capim *Brachiaria decumbens* Staph semeado em linha e semente de feijão guandú (*Cajanus cajan* Millsp) que teve dificuldade para se estabelecer, pois além da fertilidade baixa houve competição entre a braquiária e o feijão. Esta área é limitada na parte de cima por uma área que está em processo de mineração, ao lado por uma área com vegetação de campo e, do outro lado, por uma área com bracatinga, reduzindo a possibilidade de entrada de sementes de outras espécies vegetais no local (Figura 2).

Eucalipto (E4)

Área chamada de José Gabriel, com 4,22 ha, apresentando LS = 21°50'54", LW = 46°30'09" e altitude de 1.435 m, foi revegetada há 4 anos com eucalipto (*Eucalyptus saligna*). Na ocasião do plantio, a correção da fertilidade foi realizada, lançando-se mão de 1000 kg ha⁻¹ de termofosfato magnésiano (Yoorin), 800 kg ha⁻¹ de NPK (10-30-6) e 15 m³ ha⁻¹ de esterco de curral. As árvores de eucaliptos apresentam-se com altura média de 6 m, bem formada, dificultando o aparecimento de espécies no seu sub-bosque. A área apresenta-se isolada na paisagem, sendo limitada por áreas em mineração ou por pastagem. Não apresenta camada de serapilheira abundante como a área revegetada com eucalipto 18 anos (Figura 3).

Capim azevém (CA5)

Estima-se que esta área possui cerca de 1,33 ha (LS = 21°51'35", LW = 46°30'32" e altitude de 1.425 m). Foi revegetada com capim azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) há 3 anos com correção da fertilidade semelhante à área descrita acima. Nesta data, a área apresenta-se com cobertura vegetal esparsa, pois o capim azevém não se adaptou às condições existentes. No entanto, uma grande quantidade de espécie da família da Asteraceae (*Eupatorium* sp) encontra-se na área, mostrando-se mais adaptada ao tipo de estresse característico da área. Este local apresenta-se isolado e, portanto, existe pouca possibilidade de entrada de sementes de outras espécies. Ainda, devido ao seu relevo acidentado, apresenta sinais de erosão por sulcos, o que dificulta sua revegetação (Figura 4).

Capim gordura (CG10)

Área com 10 anos, que foi revegetada com capim gordura (*Melinis minutiflora* Beauv), com aproximadamente 1,9 ha, localizada LS = 21°51'39", LW = 46°30'15" e altitude de 1.410 m, no Morro das Árvores II. Após a correção da fertilidade como descrito para a área BG2, foi semeada, a lanço, com capim gordura (*Melinis minutiflora*). Nesta área está ocorrendo um processo de sucessão, encontrando-se espécies nativas da região em substituição às gramíneas, o que se deve ao fato de, principalmente, estar ao lado de floresta em estágio de regeneração avançado, servindo como fonte de sementes de outras espécies vegetais (Figura 5).

Eucalipto (E18)

Área com 4,69 ha revegetada com eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em 1982, localizada na mina Cabeça de Boi (LS = 21°50'12", LW = 46°29'21" e altitude de 1.400 m). As árvores de eucaliptos apresentam-se com altura média

de 20 metros, bem desenvolvidas, e com diâmetro médio do tronco de 30 cm. Esta área não sofre influência de qualquer outra área, pois encontra-se no topo da paisagem, sendo limitada por área de agricultura e pequenos fragmentos de mata. Um detalhe que chamou a atenção foi a grande quantidade de serapilheira encontrada no interior desta área, principalmente na amostra de 0-10 cm, o que se justifica pela idade das plantas (Figura 6).

Bracatinga (B19)

Área com 1,73 ha, localizada no Morro das Árvores II (LS = 21°51'36", LW = 46°30'371" e altitude de 1.455 m), recuperada há 19 anos com plantio de bracatinga (*Mimosa scabrella* Bentham) em covas de 60x60x60 cm, com adubação de plantio composta de NPK (10-30-10) na proporção de 300 g e 5 litros de composto orgânico por cova e adubações de cobertura a cada 6 meses, utilizando-se cerca de 50 g de sulfato de amônio até o segundo ano após o plantio. Devido a esta área apresentar um relevo muito íngreme, foi realizado terraceamento para evitar erosão. Esta espécie arbórea apresenta-se, atualmente, bem desenvolvida, com um sub-bosque composto de várias espécies de gramíneas, dentre estas a braquiária e o capim gordura (em maior quantidade) e o alecrim (arbusto). O local é limitado por áreas recém mineradas (área de braquiária), em processo de mineração, portanto, existe pouca possibilidade de entrada de sementes de outras espécies, apesar de apresentar grande quantidade de pássaros, o que possibilita uma certa disseminação de sementes de outras localidades (Figura 7).

Área Referência (RF)

Caracteriza-se por apresentar uma área típica de campo tropical, sem alteração antrópica, cobertura vegetal principalmente de espécies graminóides e pequenos arbustos espaçados. Ocorre numa área estimada de 11 ha, localizada a

LS = 21°51'32", LW = 46°30'431" e altitude de 1.466 m no Morro das Árvores II (Figura 8).

2.2.2 Áreas da Serra

Na serra foram selecionadas 8 áreas para a primeira amostragem e 9 para as outras três amostragens. A descrição de cada área esta apresentada a seguir:

Recém minerado, sem reabilitação (SR0)

Como descrito para campo, foi utilizada como referencial área recém minerada antes do inicio do processo de reabilitação do solo(Figura 9).

Área revegetada com capim gordura, feijão guandú e espécies nativas (GG2)

Localizada na área chamada de Cabeça de Boi (LS = 21°50'12"; LW = 46°29'21" e altitude aproximadamente de 1.400 m), com aproximadamente 4,85 ha, limitando-se ao norte por áreas com eucalipto jovem e ao sul com florestas em estágio de regeneração intermediária. Área reabilitada há 2 anos pelo plantio de gramínea (*Brachiaria decumbens*) e leguminosa (*Cajanus cajans*), com adubação semelhante ao utilizado nas áreas BG2 do campo e, atualmente, pelo plantio de várias espécies nativas. Na primeira amostragem, esta área estava sendo preparada para o plantio, considerando-a como referencial. Já na segunda amostragem, a área apresentava-se com o solo coberto pela gramínea, possibilitando o acompanhamento do processo de reabilitação do solo (Figura 10).

Área revegetada com braquiária, feijão guandú e espécies nativas (BG3)

Após a extração do minério, foi revegetada com gramínea (*Brachiaria decumbens*) e leguminosa (*Cajanus cajan*) e pelo o plantio de várias espécies arbóreas nativas, estando, atualmente, com 3 anos. Localiza-se no Retiro Branco (LS = 21°47'21"; LW = 46°31'36"), em altitude aproximada de 1.370 m, limitada por florestas em estágio de regeneração avançado e capoeiras baixas induzidas por plantio de espécies nativas, ou seja, com o mesmo sistema de regeneração utilizado nesta área (Figura 11).

Mata de bracatinga (B7)

Área com aproximadamente 2,55 ha, localizada no Retiro Branco (LS = 21°47'10"; LW = 46°31'30"), a uma altitude de 1.450 m, apresenta-se revegetada com bracatinga (*Mimosa scabrella* Bentham) (7 anos). Atualmente apresenta-se com um sub-bosque bem desenvolvido, com grande quantidade de gramíneas, principalmente capim gordura, que recobre todo o solo. Limita-se no sul por área de capoeiras baixas, induzidas por plantio de espécies nativas, e ao norte por campos nativos sujos (Figura 12).

Mata regenerada com espécies nativas (M10)

Área localizada no Retiro Branco, com aproximadamente 3,85 ha, LS = 21°47'36"; LW = 46°31'10" e altitude de 1.850 m, onde foram utilizadas para revegetação várias espécies nativas, juntamente com bracatinga, há 10 anos. As espécies nativas diversas foram plantadas em covas de 70x70x70 cm, com correção da fertilidade utilizando 600 kg ha⁻¹ de calcário dolomítico, 750 kg ha⁻¹ de termofosfato magnésiano e 24 m³ por cova de esterco de curral. No ato do plantio utilizaram aproximadamente 18.000 kg ha⁻¹ de serapilheira e raízes advindas de outra mata nativa. Atualmente, as várias espécies de bracatinga estão morrendo (grande quantidade de troncos caídos), permitindo o

aparecimento de outras espécies arbóreas na área, proporcionando um sub-bosque bem fechado, composto principalmente por espécies graminóides e lianas. Limita-se ao norte por eucalipto e ao redor por matas naturais e regeneradas de espécies nativas (Figura 13).

Mata regenerada com espécies arbóreas e de bracatinga (B15)

Área com aproximadamente 8,89 há, localizada no Retiro Branco, com as coordenadas LS = 21°47'08"; LW = 46°31'21" e altitude de 1.510 m, revegetada apenas com mudas de bracatinga (*Mimosa scabrella* Bentham) há 15 anos. O plantio e a correção da fertilidade foram os mesmos utilizados no plantio de bracatinga na área B7. Verifica-se, na área, que está havendo processo de sucessão muito lento, pois apresenta, em muitos locais, vegetação rasteira acompanhada de espécies arbustivas e poucas espécies arbóreas. É toda limitada por matas nativas ou revegetadas com espécies nativas, o que, de certa forma, facilitaria a regeneração (Figura 14).

Eucalipto (E18)

Localizada no Retiro Branco (LS = 21°47'11"; LW = 46°31'20"), com aproximadamente 17,42 ha em uma cota de 1.547 m. Foi utilizado eucalipto (*Eucalyptus saligna*) para revegetar esta área há 18 anos. Esta área possui um sub-bosque bem desenvolvido, com abundância de espécies de gramíneas e arbustos, o que é devido ao maior espaçamento entre as plantas de eucalipto e entre as linhas de plantio, além de ser cercada pela floresta em estágio de regeneração intermediário e por florestas de bracatingas jovens (Figura 15).

Mata regenerada com espécies nativas (M19)

Área com aproximadamente 2,18 ha, localizada em Santa Rosália (LS = 21°46'33"; LW = 46°52'08" e altitude de 1.560 m), revegetada com várias espécies arbóreas nativas há 19 anos. A adubação e a quantidade de serapilheira

utilizada no plantio foram semelhantes às utilizadas na área M10. Atualmente, a mata encontra-se bem formada e com um sub-bosque desenvolvido, o que se deve, principalmente, ao banco de sementes formado pela introdução de serapilheira, além de ser limitada por matas por todo seu redor (Figura 16).

Área Referência (RF)

Encontra-se no topo da serra de Poços de Caldas, em uma área de aproximadamente 57,23 ha, chamada de Retiro Branco, com altitude de 1.460 m e coordenadas geográficas LS = 21°47'27"; LW = 46°31'19". Com uma vegetação exuberante, grande quantidade de serapilheira e raízes, a mata é fechada, indicando que não houve interferência antrópica nesta área (Figura 17).

Um resumo das áreas estudadas nos dois ambientes encontra-se na tabela 4.

TABELA 4. Resumo da caracterização das áreas amostrados de campo e serra.

Iden. ¹	Descrição das áreas	Idade
Áreas de Campo		
SR0	Recém minerados, sem reabilitação	0
BG2	Braquiária (<i>Brachiaria decumbens</i>) e feijão guandú (<i>Cajanus cajan</i>)	2
E4	Eucalipto (<i>Eucalyptus saligna</i>)	4
CA5	Capim azevém (<i>Lolium multiflorum</i>) e <i>Eupatorium</i> sp. (Asteraceae)	5
CG10	Capim gordura (<i>Melinis minutiflora</i>)	10
E18	Eucalipto (<i>Eucalyptus saligna</i>)	18
B19	Bracatinga (<i>Mimosa scabrella</i>)	19
RF	Referência do campo	---
Áreas de Serra		
SR0	Recém minerados, sem reabilitação	0
GG2	Capim gordura, feijão guandú e espécies arbóreas nativas	2
BG3	Braquiária, feijão guandú e espécies arbóreas nativas	3
B7	Bracatinga e capim gordura	7
M10	Reabilitada com espécies nativas	10
B15	Bracatinga e vegetação rasteira e arbustiva	15
E18	Eucalipto e sub-bosque bem desenvolvido	18
M19	Reabilitada a atualmente mata de espécies nativas	19
RF	Referência da serra	---

¹Iden.- Identificação das áreas estudadas



FIGURA 1. Área recém minerada, sem reabilitação (SR0).



FIGURA 2. Área revegetada com braquiária 2 anos (BG2).

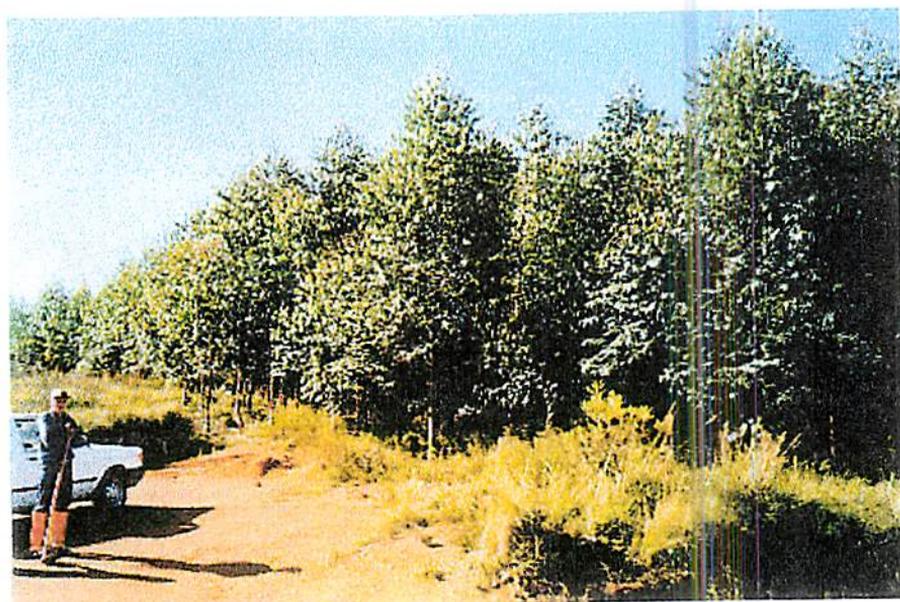


FIGURA 3. Área revegetada com eucaliptos 4 anos (E4).

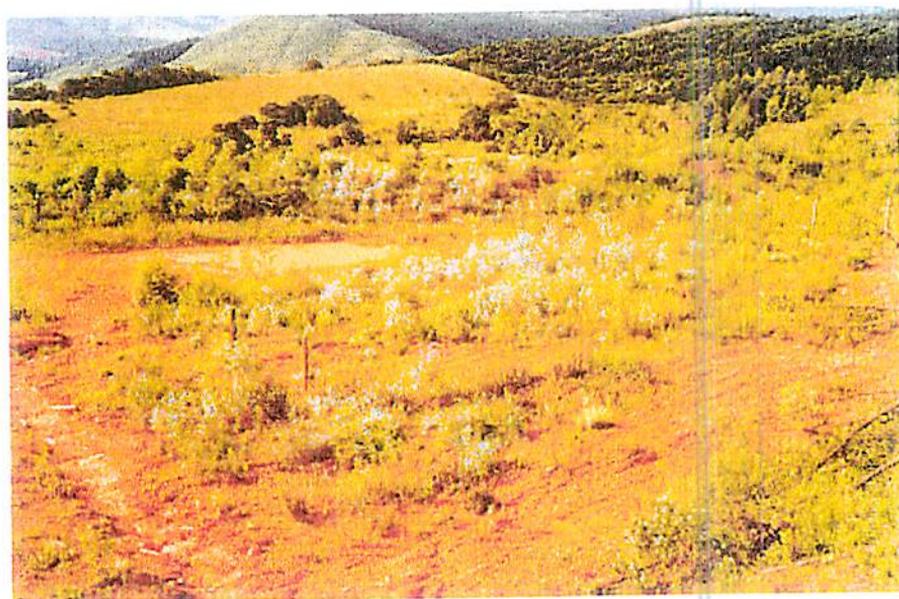


FIGURA 4. Área revegetada com capim azevém 5 anos (CA5).

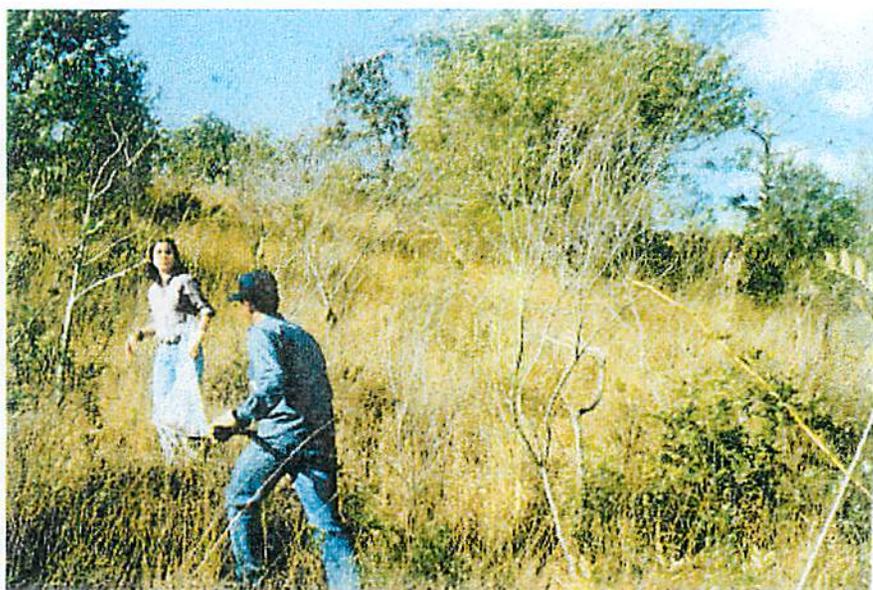


FIGURA 5. Área revegetada com capim gordura 10 anos (CG10).

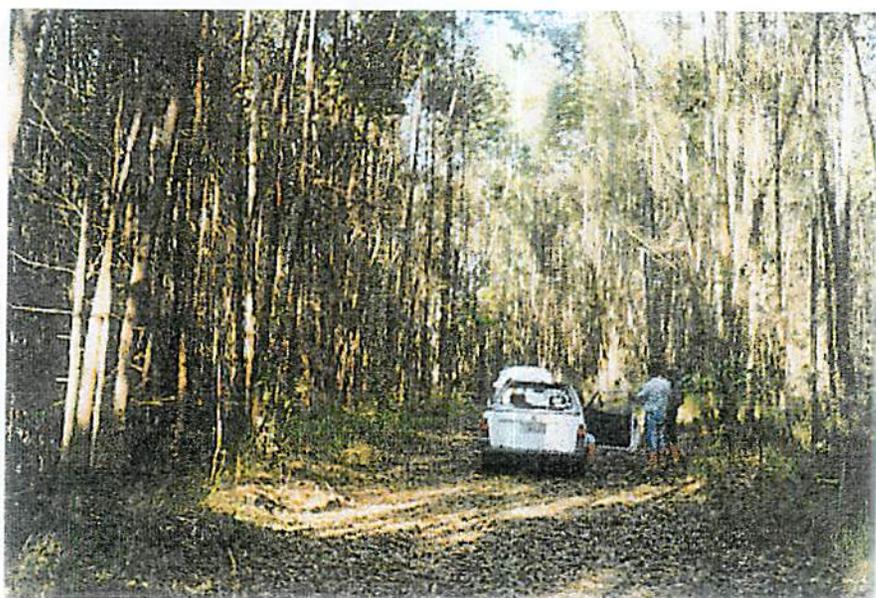


FIGURA 6. Área revegetada com eucaliptos 18 anos (E18).

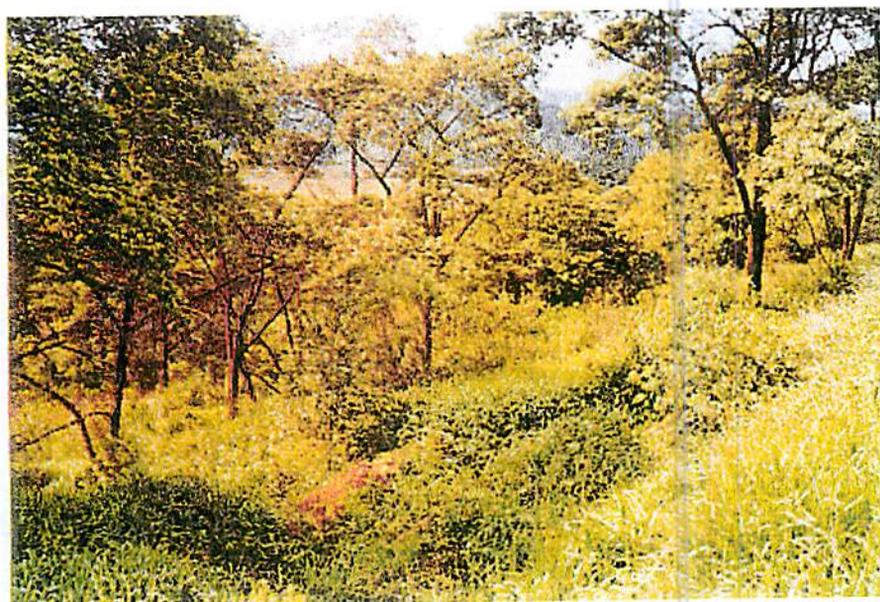


FIGURA 7. Área revegetada com bracatinga 19 anos (B19).



FIGURA 8. Área com vegetação natural de campo, sendo considerada como referência.



FIGURA 9. Área recém minerada, sem reabilitação (SR0).



FIGURA 10. Área revegetada com capim gordura, feijão guandú e espécies arbóreas nativas 2 anos (GG2).

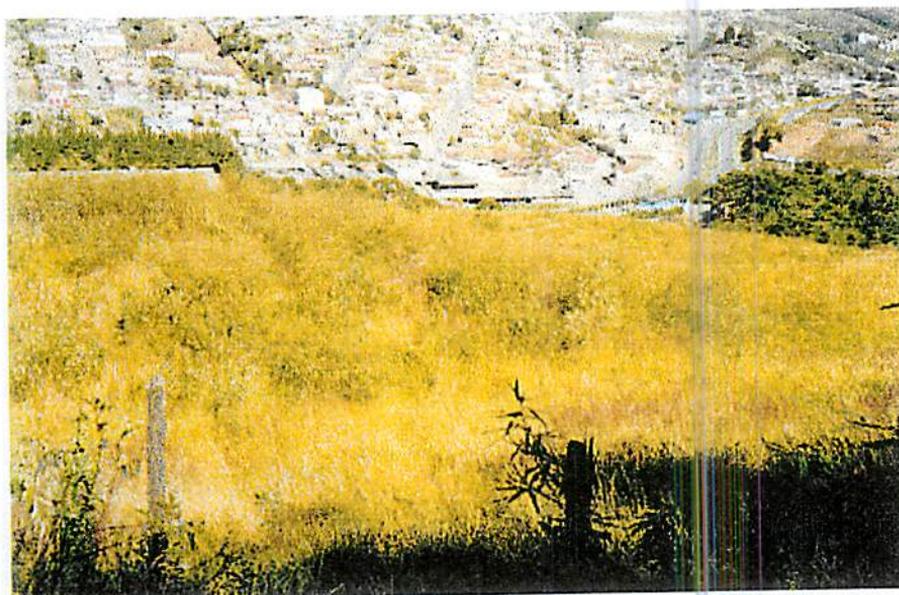


FIGURA 11. Área revegetada com braquiária, feijão guandú e espécies nativas 3 anos (BG3).



FIGURA 12. Área revegetada com bracatinga e capim gordura 7 anos (B7).



FIGURA 13. Área revegetada com espécies arbóreas nativas 10 anos (M10).



FIGURA 14. Área revegetada com bracatinga 15 anos (B15).

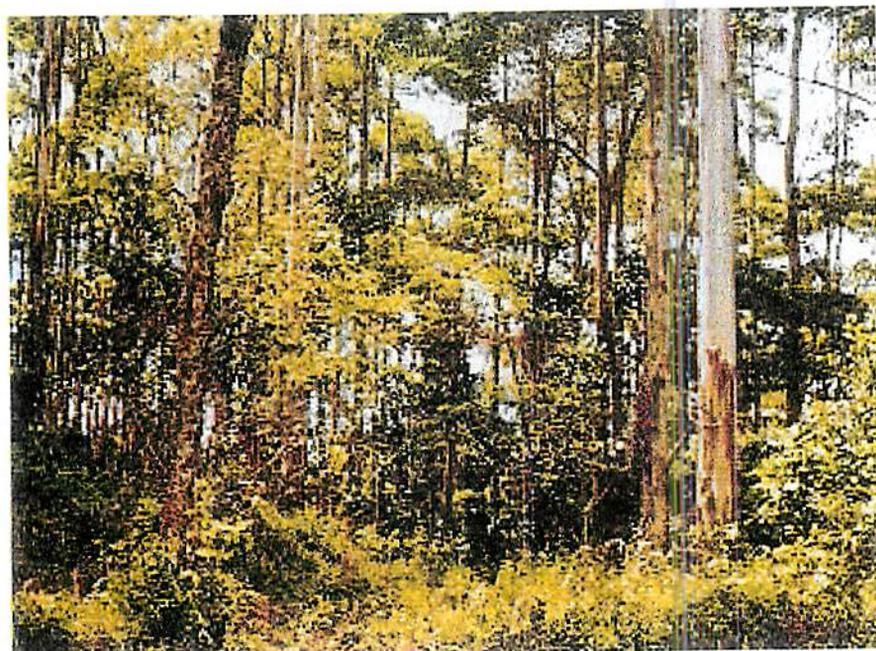


FIGURA 15. Área revegetada com eucaliptos 18 anos (E18).



FIGURA 16. Área revegetada com espécies arbóreas nativas 19 anos (M19).

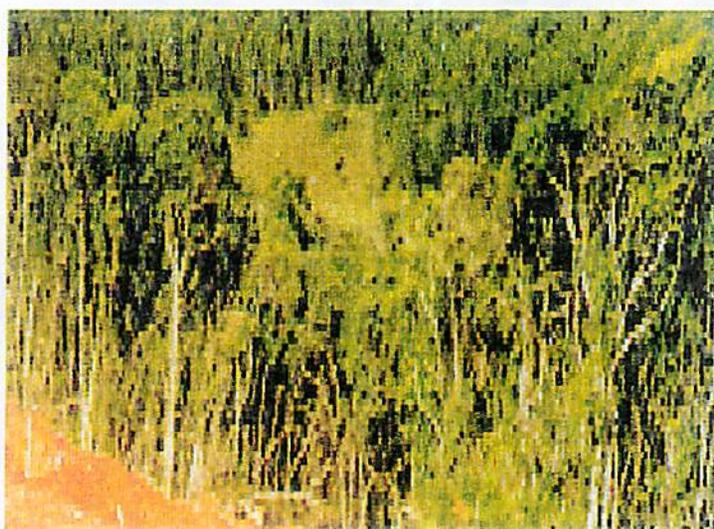


FIGURA 17. Área referência serra (RF)

2.3 Coleta e manuseio das amostras

Foram realizadas quatro amostragens durante dois anos, sendo que as coletas foram sempre realizadas no final de cada estação do ano, 21/09/98, 22/03/99, 26/06/99 e 21/12/99, e os resultados apresentados como inverno, verão, outono e primavera, respectivamente. O número de amostras coletadas de cada área foi baseado no trabalho de Sawada (1996), 3 parcelas de 6x25 m por área, sendo retiradas 10 sub-amostras aleatórias por parcela, perfazendo uma amostra composta, num total de 3 amostras compostas definitivas (3 repetições) por local. No total, foram 17 áreas nos dois ambientes (campo e serra), em duas profundidades, de 0-10 cm e 10-20 cm, considerando-se que é nesta profundidade (0 - 20 cm) que há maior influência tanto da camada de solo fértil, retornada por ocasião da reabilitação, quanto do material de solo remanescente no local.

As amostras, coletadas no campo, foram acondicionadas em sacos plásticos, mantidas longe da luz, em caixas térmicas, e transportadas para o laboratório no prazo máximo de 24 horas após a coleta. No laboratório, as amostras foram peneiradas em malha de 4 mm para retirada dos restos vegetais, como raízes, pequenos insetos ou outros organismos da fauna do solo. Após este processo, foi uniformizada a umidade, ajustando todas as amostras para 50 a 60% da capacidade de campo, antes de serem condicionadas em sacos plásticos com suspiros e mantidas em refrigeração (4°C) até as análises bioquímicas (Forster, 1995). Antes do armazenamento das amostras, foram retiradas amostras para análises químicas e físicas de rotina.

2.3.1 Análises químicas e físicas

Os atributos físicos das amostras de solo foram determinados no Laboratório de Física do Solo do Departamento de Ciência do Solo da UFLA, seguindo metodologias descritas em EMBRAPA (1997). Para caracterização química, as amostras de solo foram secas ao ar e peneiradas em malha de 2 mm, sendo então analisadas no Laboratório de Fertilidade do Solo do Departamento de Ciência do Solo da UFLA, conforme metodologia descrita a seguir: pH em água na relação 1:2,5; Ca; Mg e Al trocáveis, extraídos com KCl 1N e analisados por titulometria (EMBRAPA, 1997); P e K extraídos pelo método Mehlich 1 e analisados por colorimetria e fotometria de chama, respectivamente (Vettori, 1969); N total extraídos por KCl 1N e analisado segundo Keeney e Nelson (1982); e S por turbidimetria (Blanchar, Rehm e Caldwell, 1965). O carbono orgânico foi determinado pela técnica de Raij e Quaggio (1991), que consiste em avaliar a oxidação pelo dicromato de potássio.

2.3.2 Biomassa microbiana do solo

A determinação do C da biomassa microbiana (BM-C) foi realizada pelo método da fumigação-extração (Vance, Brookes e Jenkinson, 1987), que apresenta como princípio básico a extração do C microbiano após a morte dos microrganismos e lise celular pelo ataque com clorofórmio e liberação dos constituintes celulares. O C foi extraído utilizando-se 25 gramas de solo de amostras fumigadas e não fumigadas (controle) com 100 mL de K_2SO_4 (0,5 M) após agitação. A partir do substrato extraído, foi feita a digestão de 8 mL do mesmo com adição de 2 mL de $K_2Cr_2O_7$ (66,7 mM) e de uma mistura de duas partes (10 mL) de H_2SO_4 concentrado e uma parte (5 mL) de H_3PO_4 concentrado. Toda essa mistura foi aquecida em chapa por 5 minutos contados após aparecimento das primeiras bolhas de fervura, posteriormente resfriada acrescentando 10 mL de água destilada. A titulação foi determinada com sulfato ferroso amoniacal (33,3 mM) em H_2SO_4 (0,4 mol L^{-1}), utilizando fenilalanina (1%) como indicador. Para se saber a quantidade de dicromato consumida, fez-se uma digestão em branco, utilizando 8 mL do extrator (K_2SO_4 a 0,5 mol L^{-1}).

O carbono orgânico extraído de cada amostra foi determinado da seguinte maneira:

1. Faz-se a média aritmética das titulações dos brancos. Ex. 23,5 mL
2. Determinou-se a quantidade de dicromato que reage com 1 mL de sal.

Ex. para 2 mL $K_2Cr_2O_7$ ----- gastou 23,5 mL de sal

X mL $K_2Cr_2O_7$ ----- para 1 mL de sal

X = 0,085106 mL $K_2Cr_2O_7$

3. Determinou-se a quantidade de dicromato que reagiu (oxidou) com o carbono.

Ex. Dados: média da amostra = 15,5 mL

média do branco = 23,5 mL

Diferença entre o branco e a amostra resulta na quantidade de sal que não reagiu com dicromato, que significa a parte do dicromato que oxidou o carbono.

Então: $23,5 \text{ mL} - 15,5 \text{ mL} = 8 \text{ mL}$ de sal que não reagiu.

Pois sabe-se que 1 mL do sal reage com 0,085106 mL $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, então:

1 mL de sal ----- 0,085106 mL $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$

8 mL de sal ----- X mL de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$

X = 0,6809 mL $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ que não reagiu

4. Determinou-se a quantidade de carbono na amostra.

Assume-se que 1 mL de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ é equivalente a 1.200 μg de carbono.

Então: 1 mL $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ----- 1.200 μg de C

0,6809 mL $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ----- X μg de C

X = 817,02 μg de C

Pois 817,02 μg de C em 8 mL no extrator, sendo que foi usado para extração 100 mL do mesmo.

Então: 8 mL K_2SO_4 ----- 817,02 μg de C

100 mL K_2SO_4 ----- X μg de C

X = 10.212,77 μg de C

5. Determinar para μg de C/g de solo seco.

Descontou-se o teor de água contido na amostra.

Dividiu-se a quantidade de carbono na amostra pela massa de solo usada na extração.

Ex. 20 g de solo seco ----- 10.212,77 μg de C

1 g de solo seco ----- X μg de C

X = 510,64 μg de C g solo seco⁻¹

6. Por último:

$$BM-C = \frac{F - NF}{k_{cc}}$$

Onde:

- BM-C = μg de C g solo seco⁻¹
- F = amostra fumigada
- NF = amostra não fumigada
- k_{cc} = fator de correção 0,30 proposto por Feigl et al. (1995), específico para solos tropicais

A biomassa N (BM-N) foi determinada no mesmo extrato obtido com K_2SO_4 para biomassa carbono, método proposto por Brookes et al. (1985) que seguiu os seguintes passos:

- 1) Pipetaram-se 5 mL do filtrado;
- 2) Adicionaram-se 5 mL da solução digestora, composta por:
 - 18,86 g de sulfato de sódio
 - 8,00 g de sulfato de cobre pentahidratado
 - 10,95 g de selenito de sódio
 - 350 mL de água destilada
 - 400 mL de H_2SO_4 p.a.
- 3) Deixou-se em repouso por, no mínimo, 1 hora, em temperatura ambiente;
- 4) Adicionaram-se 8 mL de H_2SO_4 concentrado;
- 5) Levou-se para o bloco digestor aquecido nas primeiras duas horas em temperatura branda ($\pm 120^\circ\text{C}$), posteriormente aumentando-se a temperatura até 330°C e deixando-se por período de ± 3 horas até a obtenção de um extrato levemente azulado;
- 6) Retirou-se do bloco e deixou-se esfriar em temperatura ambiente;
- 7) Transferiu-se o extrato digerido para a câmara de destilação do microdestilador;

- 8) Na saída do microdestilador, colocou-se um béquer de 100 mL com 10 mL de ácido bórico, contendo vermelho de metila e verde de bromocressol com indicadores;
- 9) Adicionaram-se ± 10 mL de solução de NaOH (10 mol L^{-1}) à câmara de destilação e procedeu-se a destilação até que o volume do béquer atingisse cerca de 40 mL;
- 10) Titulou-se o destilado com uma solução padronizada de H_2SO_4 ($0,005 \text{ mol L}^{-1}$) até a mudança da cor verde para rosa;
- 11) Para cálculo da quantidade extraída de BM-N, utilizar a seguinte equação:

$$N (\mu\text{g N g solo úmido}^{-1}) = \frac{S - B}{A \times M \times N}$$

Onde:

- S = quantidade de ácido consumido na amostra
- B = quantidade de ácido consumido no branco
- A = alíquota da amostra utilizada - 5 mL
- N = peso molecular no N (14)
- M = molaridade do H_2SO_4 ($0,005 \text{ mol L}^{-1}$)

Posteriormente acertar para solo seco

$$\begin{array}{l} \text{BM-N} \text{ ----- } X \text{ g solo úmido} \\ x \text{ N} \text{ ----- } Y \text{ g solo seco} \\ x = \mu\text{g N g solo seco}^{-1} \end{array}$$

Cálculo da BM-N:

$$\text{BM-N} = \frac{F - \text{NF}}{K_{\text{en}}}$$

Onde:

- BM-N = $\mu\text{g de N g solo seco}^{-1}$
- F = amostra fumigada
- NF = amostra não fumigada
- K_{en} = fator de correção 0,45 proposto por Brookes et al. (1985)

2.3.3 Atividade microbiana

A atividade microbiana (respiração basal) foi determinada pela quantificação do dióxido de carbono (CO_2) liberado pelo processo de respiração microbiana durante 3 dias de incubação. Para isso, pesaram-se 25 g de solo e estes foram colocados em um pote de plástico com capacidade para 1,5 L, juntamente com um frasco de vidro com 25 mL de NaOH 1 mol L^{-1} para capturar o CO_2 liberado. Após o período de incubação, adicionou-se solução aquosa de cloreto de bário (BaCl_2) à solução, para que ocorresse precipitação do carbonato, e titulou-se, com HCl, $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ utilizando fenolftaleína (1%) como indicador, conforme metodologia descrita por Isermeyer (1952), citado por Alef e Nannipieri (1995).

A taxa de respiração específica da biomassa ou quociente metabólico $q\text{CO}_2$ foi obtido pela relação calculada entre atividade microbiana (respiração) e C da biomassa microbiana e expressa em quantidade de CO_2 por carbono da biomassa por tempo (Anderson e Domsch, 1993). Os quocientes microbianos ($C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$) e ($N_{\text{mic}}/N_{\text{org}}$) são obtidos pela relação entre o C e N da biomassa microbiana e C orgânico e N total do solo (Brookes, 1995).

2.3.4 Análise estatística

Os resultados foram analisados estatisticamente através da análise de variância segundo o esquema de parcela sub-dividida, com três repetições. Todas as determinações foram realizadas em duplicata, sendo a média o que entrou nas análises. Os tratamentos foram considerados como sendo 8 (no campo) e 9 (na serra) e os sub-tratamentos as duas profundidades (0-10 cm e 10-20 cm). O teste de médias utilizado foi Duncan 5% e o programa estatístico utilizado foi o Sanest (Zonta, Machado e Silveira-Júnior, 1984). As correlações

utilizadas foram de Pearson e realizadas com auxílio do programa estatístico SAEG (UFV).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Devido às peculiaridades das condições do campo e serra, os resultados são apresentados separadamente.

Os resumos da significância das variáveis encontradas nas anavas para o campo encontram-se na tabela 5. Verificou-se que, para a biomassa carbono (BM-C), houve efeito significativo para: área em todas as épocas, profundidade na primavera e no verão profundidade e interação entre área e profundidade somente no verão (Tabela 5). As médias das profundidades e das áreas amostradas nas quatro épocas estudadas encontram-se na tabela 6.

Observa-se que a BM-C apresenta uma tendência maior no verão em todas as áreas, decrescendo no outono, com exceção da área recém minerada, que apresentou baixa BM-C em todas as épocas, principalmente na camada superficial. Esta variação sazonal da biomassa é devida, principalmente, à maior temperatura e umidade do solo atingida no verão (Tabela 1), corroborando vários estudos em outros ambientes (Wardle e Parkinson, 1990; Wardle, 1992; Feigl, 1994; Fernandes, 1999). A área reabilitada com braquiária mais feijão guandú (BG2) teve um comportamento diferenciado das demais, apresentando aumento na BM-C do inverno até o verão, decrescendo no outono (Tabela 6). Na época da primeira amostragem, esta área apresentava-se sem vegetação, como foi mencionado no "material e métodos". A partir da segunda coleta, a área já estava revegetada, o que proporcionou aumento na BM-C. A vegetação contribui para maior concentração de materiais orgânicos facilmente decomponíveis, principalmente liberados pelas raízes sob forma de exudatos. Verificou-se,

ainda, que no outono e inverno não houve diferença significativa entre as profundidades e que no verão esta diferença aparece na maioria das áreas estudadas (Tabela 6), onde a camada superficial (0-10 cm) apresentou maior BM-C em relação à de maior profundidade (10-20 cm), com exceção das áreas SR0, BG2, CG10 e E18.

Isto é, provavelmente, resultante da maior atividade microbiana na superfície do solo que, em condições favoráveis, principalmente de umidade e temperatura, aumenta sua atividade, ou ainda devido à maior disponibilidade de matéria orgânica facilmente decomponível, como apresentado por Luizão, Campista e Costa (1991). Solos sob florestas e pastagens também apresentaram valores maiores da BM-C na estação chuvosa (verão) do que na seca (inverno), o que corrobora os resultados encontrados neste estudo (Fernandes, 1999).

Nas amostras coletadas no inverno, observa-se que as áreas RF, B19 e E18, apresentaram maiores BM-C em relação a todas as outras áreas, sendo que há menor BM-C nas CG10, CA5, E4 e BG2, respectivamente, em relação à área RF. Na primavera, a redução da BM-C foi menor em relação ao inverno e somente a SR0 apresentou diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre as áreas. Verifica-se um aumento da BM-C na cronossequência em todas as épocas estudadas. Já na camada de 10-20 cm, amostras coletadas no verão, apresentaram maior BM-C na camada superficial nas áreas RF, B19, CA5 e E4, verificando, ainda, uma redução entre as áreas de 55, 70, 86 e 92% nas áreas E4, CG10, E18 e SR0, respectivamente, com relação à RF, na profundidade de 0 - 10 cm; somente na área SR0 uma redução de 48% em relação à área sem alteração antrópica (RF), na sub-superfície.

TABELA 5. Resumo das análises de variância nas quatro épocas diferentes e efeito significativo das área (A), profundidade (P) e interação entre eles (AxP).

Variável ¹	Inverno			Verão			Outono			Primavera		
	A ²	P	AxP	A	P	AxP	A	P	AxP	A	P	AxP
	Campo											
BM-C	**	ns	ns	**	**	**	**	ns	ns	**	**	ns
BM-N	**	ns	ns	*	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns
RESP	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns
qCO ₂	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns	**	**	ns
C-ORG	**	ns	ns	**	**	*	**	**	*	**	**	*
N-ORG	*	ns	ns	ns	ns	ns	**	**	ns	**	*	ns
C _{mic} /C _{org}	**	ns	ns	**	ns	ns	**	ns	ns	*	ns	ns
N _{mic} /N _{org}	*	*	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Serra											
BM-C	**	**	**	**	ns	ns	**	*	**	**	**	**
BM-N	**	ns	ns	*	*	*	**	ns	ns	**	*	**
RESP	**	**	**	ns	*	*	**	ns	*	**	**	*
qCO ₂	*	*	**	*	*	*	**	ns	*	**	**	**
C-ORG	**	*	ns	**	**	ns	**	**	**	**	**	ns
N-ORG	**	**	**	**	ns	*	**	**	**	**	ns	*
C _{mic} /C _{org}	**	**	*	**	ns	*	**	ns	*	**	**	*
N _{mic} /N _{org}	**	ns	*	ns	*	*	**	ns	*	**	ns	*

¹ BM-C e BM-N: carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, respectivamente; RESP: respiração basal; qCO₂: quociente metabólico; C-ORG e N-ORG: carbono e nitrogênio orgânico; C_{mic}/C_{org} e N_{mic}/N_{org}: a relação entre carbono e nitrogênio da biomassa microbiana e carbono e nitrogênio orgânico.

² A - área, P - profundidade.

*, ** e ns - efeito significativo ao nível de 5, 1% e não significativo, respectivamente, de probabilidade pelo teste de F.

TABELA 6. Carbono na biomassa microbiana (BM-C) e carbono orgânico do solo (C-ORG) nas áreas de campo e nas quatro épocas estudadas.

Área ¹	Inverno		Verão		Outono		Primavera		
	média	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	
		BM-C, µg g solo ⁻¹							
SR0	---	135 dA	138 bA		58 b			169 b	
BG2	665 b	1088 abcA	1085 aA		423 ab			786 a	
E4	906 ab	762 bcd A	360 abB		500 ab			1289 a	
CA5	703 b	1039 abcA	484 abB		525 ab			984 a	
CG10	669 b	506 bcdA	483 abA		678 a			794 a	
E18	1028 ab	235 cdA	213 abA		998 a			1023 a	
B19	1334 ab	1217 abA	221 abB		869 a			1136 a	
RF	1601 a	1677 aA	263 abB		850 a			1201 a	
CV, %	24		34		27			15	
		C-ORG, dag kg ⁻¹							
SR0	---	0,12 cA	0,11 cA		0,06 dA			0,15 cA	
BG2	0,41 c	1,88 bA	1,87 bA		1,24 cA		0,06 cA	1,72 bcA	
E4	2,09 ab	2,16 aA	1,84 aB		1,84 bcA		1,10 abA	1,16 abA	
CA5	1,23 bc	2,26 bA	1,31 aB		1,43 bcA		1,55 abA	2,28 bA	
CG10	1,69 ab	2,24 bA	1,55 aB		1,63 bcA		0,97 bB	1,76 abA	
E18	2,45 a	2,96 abA	1,82 aB		3,09 aA		1,04 abB	1,39 abA	
B19	2,09 ab	3,67 aA	2,51 aB		2,90 aA		1,63 abB	1,43 abA	
RF	2,07 ab	3,11 abA	2,32 aB		2,26 abA		1,90 aB	2,08 aA	
CV, %	17		15		14		1,76 abB	4,23 aA	
								3,25 abA	
								2,36 aB	

¹ SR0 - recém-minerado; BG - braquiária e guandú 2 anos; E4 - eucalipto 4 anos; CA5 - capim azevém 5 anos; CG10 - capim gordura 10 anos; E18 - eucalipto 18 anos; B19 - bractatinga 19 anos; RF - referência, sem alterações antrópicas. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, minúscula na coluna e maiúscula na linha (dentro de cada época), pelo teste de Duncan ao nível 5%.

As áreas reabilitadas com gramíneas (BG2, CA5 e CG10) mostraram o mesmo comportamento em todas as épocas amostradas com relação à BM-C, sendo que na área BG2 o aumento da BM-C foi maior (de 665 para 1088 $\mu\text{g C g de solo}^{-1}$ da primeira para a segunda coleta), o que comprova a importância da vegetação nestas áreas, principalmente das gramíneas, que concentram seu sistema radicular em cerca de 50% nos primeiros 10 cm de profundidade (Teixeira e Bastos, 1989), onde ocorre maior atividade. Vários trabalhos mostram que após a retirada de uma floresta e a implantação de pastagem, a BM-C sofre uma redução nos primeiros anos, aumentando com o passar do tempo (a partir dos 3 anos), podendo alcançar níveis semelhantes àqueles das florestas (Feigl et al., 1995; Fernandes, 1999). As áreas sob mineração de bauxita, reabilitadas com gramíneas, apresentaram o mesmo comportamento dos resultados encontrados neste estudo (Sawada, 1996), o que evidencia o potencial destas plantas no aumento da BM-C e, conseqüentemente, favorecimento da reabilitação destas áreas.

O carbono orgânico (C_{org}) variou entre as profundidades e as áreas estudadas nas diferentes épocas, sendo verificado efeito significativo para área, profundidade e para a interação entre eles na primavera, verão e outono e somente para área no inverno (Tabela 5). No inverno verifica-se que o C-ORG da área RF diferiu somente da BG2 e do CA5, sendo que estas áreas apresentaram redução de 40 e 80%, respectivamente, em relação à RF, e que para as outras áreas não houve diferença significativa (Tabela 6). Na primavera, na profundidade 0 a 10 cm, observaram maiores quantidades de C-ORG na área RF e na B19, variando de 32,5 e 42,3 g kg, respectivamente, enquanto nas demais áreas foram menores as quantidades, sendo encontrados somente 1,5 g kg^{-1} na área recém minerada. Na camada sub-superficial, verificou-se que entre as áreas RF, B19, E18, CG10, CA5, E4 e BG2, não houve diferença significativa ($p \leq 0,05$). Observou-se, ainda, na área RF e na B19, diferença significativa entre

as profundidades, mostrando que com o aumento da profundidade, ocorre um decréscimo da concentração de C-ORG.

No verão, verificou-se que somente as áreas BG2 e SR0 não apresentaram diferença significativa entre as profundidades (Tabela 6). Verificou-se que na camada superficial ocorre um aumento do teor de carbono orgânico com o aumento da idade de reabilitação, sendo observada uma diminuição de 28, 27, 31, 40 e 90% na concentração de C-ORG na CG10, CA5, E4, BG2 e SR0, em relação à RF. Na sub-superficial também se verificou diminuição na mesma cronosequência de 22, 37, 44, 21, 55 e 95%. No outono, nota-se que, assim como no verão, somente as áreas SR0, BG2 e E4 não apresentaram diferenças entre as profundidades, sendo que nas outras áreas a diferença foi significativa ($p \leq 0,05$). Resultados semelhantes foram encontrados por Schwenke, Mulligam e Bell (2000) em solos minerados para extração de bauxita. Estes autores verificaram que a grande perda de carbono é devida ao armazenamento do solo, que é perdido devido à contínua atividade dos microrganismo do solo e à não entrada deste no sistema, sugerindo que o sucesso da reabilitação está na manutenção de carbono orgânico no solo.

Na relação entre C_{mic}/C_{org} houve efeito significativo ($p \leq 0,05$) somente entre as áreas estudadas (Tabela 5). Esta relação, expressa em porcentagem, reflete quanto do carbono orgânico está imobilizado na biomassa microbiana e abrange um amplo espectro, como revisado por Anderson e Domsch (1989). Observa-se pouca diferença entre as áreas, sendo que foram encontrados valores variando de 1,01% para E18 no verão até 7,74% para RF no inverno (Tabela 7). Para as áreas recém mineradas, foram encontrados valores elevados desta relação, de até 19%. Esta relação é um possível indicador do acúmulo ou perda da matéria orgânica no solo (Sparling, 1992).

TABELA 7. Relação entre a biomassa carbono e carbono orgânico ($C_{\text{mio}}/C_{\text{org}}$) nas amostras de campo coletadas nas quatro épocas.

Área	Inverno	Verão	Outono	Primavera
	$C_{\text{mio}}/C_{\text{org}} \%$			
Sem reabilitação	—	11,88a	10,03a	9,73 a
Braquiária e guandú 2 anos	19,07a	5,87b	3,61 b	5,53 ab
Eucalipto 4 anos	4,46 b	2,76 cd	2,91 b	6,60 ab
Capim azevém 5 anos	6,07 b	4,54 bc	4,80 b	5,67 ab
Capim gordura 10 anos	4,13 b	2,61 cd	5,09 b	5,41 ab
Eucalipto 18 anos	4,33 b	1,01 d	4,56 b	5,04 ab
Bracatinga 19 anos	6,59 b	2,11 cd	3,75 b	3,54 b
Referência	7,74 b	3,25 bcd	4,23 b	4,18 b
CV, %	40	22	17	28

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, na coluna, pelo teste de Duncan ao nível 5%.

Os valores encontrados neste estudo estão acima dos valores computados por Wardle (1992), que foram de, no máximo, 2,5% em solos sob florestas de coníferas. No entanto, Anderson e Domsch (1989) encontraram contribuição de até 7% para solos sob plantio direto com rotação de culturas. Em pastagem, em solos da Amazônia, o carbono microbiano representou de 1,5 a 5,8% do carbono do solo (Fernandes, 1999), enquanto, no Estado de São Paulo, solos sob pastagens apresentaram valores em torno de 2,5% (Campos, 1998). Resultados semelhantes a este estudo foram encontrados por Sawada (1996) em áreas de mineração de bauxita na Austrália, segundo o qual, em solos recém-minerados, a relação $C_{\text{mio}}/C_{\text{org}}$ é de até 23%. Estes resultados indicam a importância da BM-C, que mostra o potencial de reserva de C e, portanto, de energia no solo, a qual participa dos processos de transformação da matéria orgânica do solo e nutrientes (Jenkinson e Powlson, 1981; Gama-Rodrigues, Gama-Rodrigues e Barros, 1997) e, devido o tempo de reciclagem da BM-C ser curto, possibilita maior rapidez na disponibilidade de nutrientes para as plantas (Smith e Paul, 1990).

A BM-N variou somente entre as áreas, não sendo verificada diferença significativa entre as profundidades e na interação (Tabela 5). Observou-se que,

no inverno, a área B19 apresentou maior BM-N do que a RF. No outono, as áreas E18 e RF apresentaram maior BM-N, enquanto a SR0, a menor (Tabela 8).

De maneira geral, a reabilitação com bracinga proporcionou aumentos na BM-N e N-ORG, o que se deve ao fato desta leguminosa possuir a capacidade de formar simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio. Trabalhos realizados por Franco et al. (1994) mostraram os benefícios de utilizar leguminosas em áreas degradadas pela mineração de bauxita em Trombetas (PA), devido à possibilidade de adição de grandes quantidades de C e N pela deposição de folhas e raízes mortas com baixa relação C/N.

Para o nitrogênio orgânico (N-ORG), houve efeito significativo entre as áreas no inverno, outono e primavera, profundidades somente na primavera e outono e não houve interação entre áreas e profundidades (Tabela 5). Verificou-se menor concentração de N-ORG na área SR0, diferindo estatisticamente das demais (Tabela 8). No entanto, nota-se uma certa tendência de aumento da concentração de N-ORG na cronosequência, independente da época amostrada. As áreas revegetadas com gramíneas apresentaram uma redução na concentração de N-ORG, variando entre 32% no inverno para a área CG10 até 80% na área BG2 no outono, corroborando outros trabalhos que indicam uma perda no teor de nitrogênio em torno de 58% quando o solo é alterado de um estado natural para pastagem (Pfenning, Eduardo e Cerri, 1992; Campos, 1998; Marchiori-Júnior, 1998; Fernandes, 1999).

A porcentagem que a BM-N representa no N-ORG encontra-se na tabela 8. Verifica-se que a BM-N é uma importante fonte de nitrogênio, pois em todas as áreas ele representa no mínimo de 0,77% e no máximo 5,53% do N-ORG, com exceção da área SR0 devido ao grande impacto que a mineração causa sobre a biomassa. Na primavera, ocorreu uma diminuição desta relação nas áreas B19 e CG10. Observou-se, no inverno-outono, quando as condições climáticas não estão favoráveis, principalmente a umidade e a temperatura, aumento desta

relação em relação ao verão-primavera. O N é um nutriente muito dinâmico no solo, podendo ser perdido por lixiviação e volatilização. Assim, a BM-N atua como um compartimento importante de reserva do N, impedindo sua perda (Srivastava e Singh, 1991; Wardle, 1992; Geraldles, Cerri e Feigl, 1995). Portanto, os resultados obtidos neste estudo demonstram o papel dos microrganismos do solo na ciclagem e manutenção de nutriente nas áreas estudadas, sendo crítico nas áreas recém-mineradas, aumentando sua contribuição na cronosequência.

Para a respiração, somente detectaram diferenças significativas entre as áreas no outono e para quociente metabólico (qCO_2) na primavera e no outono (Tabela 5). No inverno, houve maior respiração em todas as áreas, decrescendo até o outono, e a área RF foi a que apresentou maior respiração em todas as épocas, com exceção da área B19, que mostrou uma respiração elevada (Figura 1). Resultado semelhante foi encontrado por Fernandes (1999), que verificou maior respiração na estação da seca (inverno) em áreas de pastagem e florestas em solos da Amazônia. Para o quociente metabólico (qCO_2), observou-se valor elevado somente para o SR0 em todas as épocas, com exceção do verão. A referência foi a que apresentou menor qCO_2 , isto indica que as áreas reabilitadas estão ainda sobre efeito do estress da mineração, pois o qCO_2 nas áreas estudadas é maior do que a RF e menor que a SR0. O quociente metabólico apresentou, ainda, uma correlação negativa com BM-C, de $r = -0,66^{**}$; $-0,72^{**}$; $-0,73^{**}$ e $-0,61^{**}$ para o inverno, primavera, verão e outono, respectivamente, todos altamente significativo ao nível de 1% significância (Tabelas 13 a 16).

TABELA 8. Quantidade de nitrogênio total (N-ORG), nitrogênio na biomassa microbiana (BM-N) e relação entre ambos (N^{mto}/N^{org}) nas áreas estudadas de campo durante as quatro épocas amostradas.

Área ¹	BM-N			N-ORG			N^{mto}/N^{org}			
	I	V	O	P	O	V	I	O	P	
SR0	0,01 b	0,5 b	1,8 b	0,05 a	0,01 c	0,01 c	---	0,01 b	4,79 a	2,24 a
BG2	8,6 b	45,1 a	93,0 ab	20,8 a	0,11 b	0,65 a	0,77 b	1,54 a	4,99 a	1,79 a
E4	49,6 ab	46,7 ab	102,8 ab	31,9 a	0,22 ab	0,24 a	0,32 ab	0,24 ab	2,36 ab	1,98 a
CAS	50,5 ab	51,9 a	73,4 ab	24,6 a	0,17 ab	0,22 a	0,23 ab	0,23 ab	3,14 ab	3,38 a
CG10	51,5 ab	30,8 ab	93,3 ab	11,9 a	0,18 ab	0,26 a	0,18 b	0,19 bc	2,93 ab	1,58 a
E18	56,5 ab	35,2 ab	160,2 a	25,5 a	0,22 ab	0,25 a	0,33 ab	0,28 ab	2,57 ab	1,44 a
B19	115,8 a	58,5 a	104,6 ab	29,1 a	0,24 a	0,72 a	0,40 a	0,44 a	4,85 a	1,19 a
RF	52,7 ab	64,4 a	116,9 a	27,9 a	0,22 ab	0,99 a	0,33 ab	0,28 ab	2,56 ab	1,82 a
CV, %	38	48	30	72	15	38	21	24	40	74
	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30

¹ SR0 - recém-minerado; BG2 - braquiária e gandu 2 anos; E4 - eucalipto 4 anos; CAS - capim azevém 5 anos; CG10 - capim gordura 10 anos; E18 - eucalipto 18 anos; B19 - bractinga 19 anos; RF - referência, sem alterações antrópicas.
² I - inverno; P - primavera; V - verão e O - outono. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, na coluna, pelo teste de Duncan ao nível 5%.

As áreas estudadas na serra comportaram-se diferentemente entre os fatores (área e profundidade) e o resumo das anavas está apresentado na tabela 5. Para a BM-C verifica-se efeito significativo ($p \leq 0,05$) da área, profundidade e para interação entre área e profundidade no inverno, primavera e outono e somente para área no verão. Os valores médios de BM-C estão apresentados na tabela 9.

Verificou-se, de um modo geral, que a BM-C foi maior na primavera e menor no inverno, tanto na superfície como na sub-superfície. Outro dado importante é que, na sub-superfície a BM-C apresentou-se semelhante em todas as épocas estudadas, ou seja, sem diferença significativa entre as áreas estudadas e a RF, diferindo somente desta a área recém-minerada.

No inverno, na superfície do solo, somente a área M19 não diferiu significativamente da área RF, sendo que as áreas E18, B15, M10, B7, BG3 e GG2 apresentaram a BM-C em torno de 16, 23, 40, 40, 8 e 8% em relação à área RF, respectivamente. Nesta época, ainda, verificou-se que somente as áreas B7, M19 e a RF apresentaram diferença significativa entre as profundidades, sendo maior na superfície do que na sub-superfície. Na primavera, a BM-C foi menor somente nas áreas GG2 e SR0, na superfície, sendo que a área RF apresentou uma BM-C em torno de duas vezes maior que a GG2 e mais de dez vezes SR0. Verificou-se, ainda, diferença entre as profundidades nas áreas BG3, B7, M10, E18 e na RF, apresentando maior BM-C na superfície do que nas amostras coletadas na profundidade de 10-20 cm. As áreas com bracatinga (B7 e B15) apresentaram maiores valores de BM-C do que a RF, na superfície. Isto se deve a dois fatores importantes. Primeiro pela grande quantidade de resíduos vegetais que são depositados no solo, oriundos da bracatinga, como discutido no campo, e o segundo, e mais importante, é que estas espécies fixam grande quantidade N em simbiose com rizóbio.

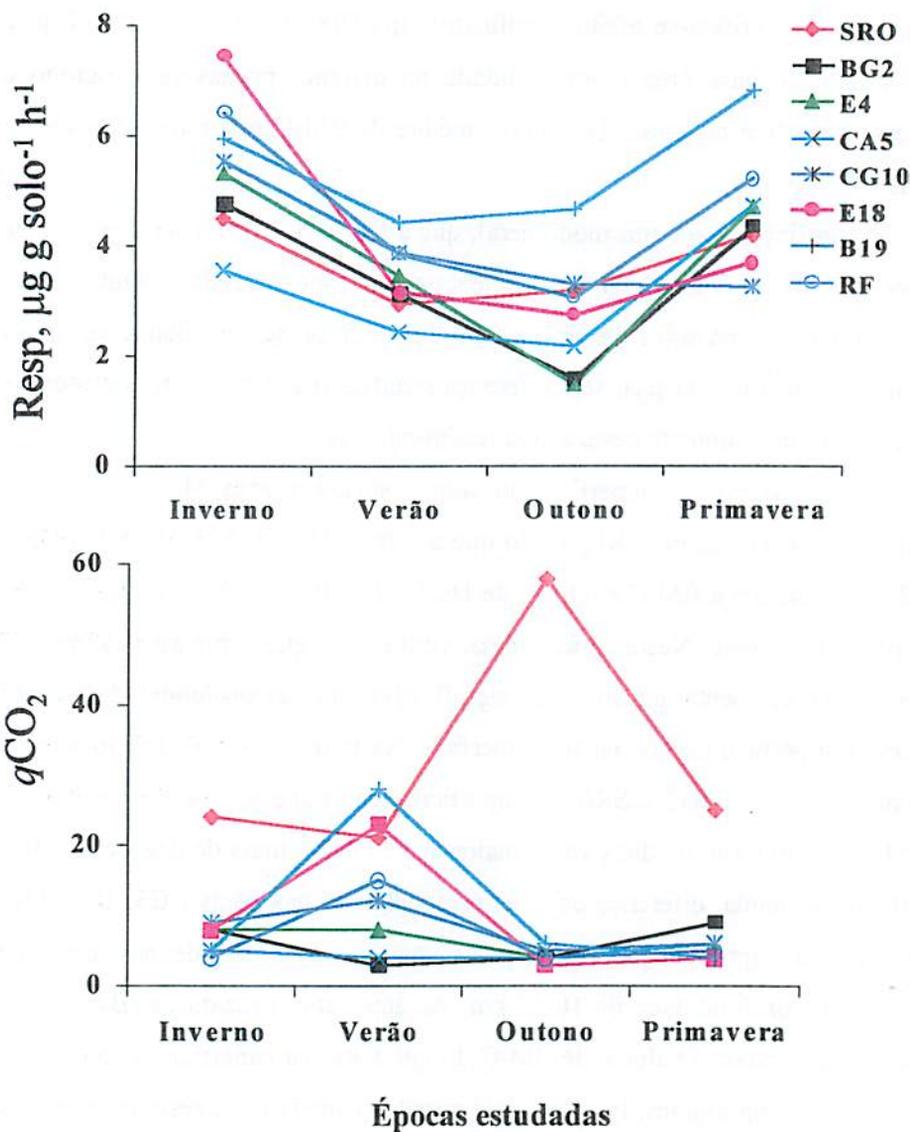


FIGURA 1. Respiração e $q\text{CO}_2$ ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ mg BM-C}^{-1} \text{h}^{-1}$) nas áreas e épocas estudadas. Identificação das áreas na tabela 4.

Estes resíduos possuem uma baixa relação C/N, o que possibilita maior decomposição e, conseqüentemente, maior imobilização do carbono no solo sob a forma de biomassa microbiana. No verão, houve pequena diferença significativa entre as áreas estudadas. Na superfície, nas amostras coletadas no outono, as áreas M19 e B15 apresentaram maior BM-C do que a área RF, e as áreas B7, BG3, GG2 e SR0 apresentaram uma redução de 53, 61, 79 e 92% em relação à área RF (Tabela 9). Na sub-superfície, somente as áreas BG3 e SR0 apresentaram menor BM-C, diferindo das demais áreas.

De maneira geral, verificou-se que a BM-C foi maior no verão-primavera e na superfície do solo, o que reflete a maior disponibilidade de resíduos orgânicos, como discutido nas áreas de campo. Verificou-se aumento da biomassa microbiana com o aumento da idade de reabilitação.

Para C-ORG, a interação entre área e profundidade foi significativa somente no outono, sendo que no inverno, primavera e verão, houve efeito significativo para área e para profundidades (Tabela 5). O C-ORG, independente da época de amostragem, foi sempre maior na RF, com exceção da M19 em amostra superficial coletada no outono. Além deste fato, verificou-se que há um incremento da concentração do C-ORG com o aumento do tempo de reabilitação, ou seja, na cronoseqüência, em todas as épocas dentro de cada profundidade (Tabela 9). No outono, as áreas RF, M19, E18, B15 e GG2 apresentaram maior concentração do C-ORG na superfície, diferindo estatisticamente da sub-superfície.

A BM-N apresentou efeito significativo entre área, profundidade e na interação entre os fatores na primavera e verão e somente das áreas no inverno e outono (Tabela 5). Verificou-se que, assim como em outras variáveis apresentadas, a BM-N foi severamente afetada pela mineração, sendo que a área SR0 mostrou baixos valores de BM-N (Tabela 10). Os dados também mostram uma tendência de incremento da BM-N com aumento da idade de reabilitação,

sendo encontrados maiores BM-N na área referência sem alteração antrópica, em todas as épocas e profundidades.

Para o N-ORG houve interação entre área e profundidade em todas as épocas (Tabela 5). A tabela 10 mostra uma tendência de uniformidade entre as épocas de coletas numa determinada profundidade, em cada área. Verificou-se ainda que, com o aumento da idade de reabilitação, há um incremento da concentração de N-ORG, como levantado para outras variáveis. Observou-se pouca diferença entre as profundidades, com exceção das áreas referência, M19, E18, B15 e M10 que mostraram maiores concentrações de N-ORG na superfície em relação à sub-superfície no outono.

A relação entre C_{mic}/C_{org} e N_{mic}/N_{org} encontra-se na tabela 11. Para a primeira relação, verificou-se que a BM-C da RF representa em torno de 2,0 a 4,0% do total do carbono orgânico do solo, sendo que, em áreas recém-mineradas, esta relação foi alta, variando de 4,2 a 31% do total de carbono orgânico do solo, e que as demais áreas estão entre a RF e a recém-minerada. Estes resultados corroboram outros estudos desenvolvidos em solos tropicais, mostrando que a BM-C representa de 2 a 5% do carbono orgânico do solo (Feigl, 1995). Como discutido no campo, em ambientes severamente perturbados, como o caso da mineração de bauxita, após a mineração verificou-se uma alta relação C_{mic}/C_{org} , sendo encontrados até 22% em áreas de mineração de bauxita, diminuindo nos primeiros dois anos após iniciado o processo de reabilitação (Sawada, 1996). De maneira geral, observou-se relação N_{mic}/N_{org} na área RF, sendo diferente significativamente das outras áreas dentro de cada época amostrada (Tabela 11).

TABELA 9. Quantificação da biomassa carbono (BM-C) e do carbono orgânico (C-ORG) do solo nas amostras coletadas na serra durante as quatro épocas.

Área ¹	Inverno		Verão	Outono		Primavera	
	0 – 10 cm	10 – 20 cm	Média	0 – 10 cm	10 – 20 cm	0 – 10 cm	10 – 20 cm
	BM-C, µg g de solo ⁻¹						
SR0	---	---	97 b	87 dA	87 bA	121 dA	121 bA
GG2	61 bA	61 bA	168 ab	222 cdB	737 abA	677 cdA	476 aA
BG3	55 bA	106 aA	814 a	415 bcdA	299 bA	1105 abcA	314 aB
B7	285 bA	90 aB	441 ab	496 bcdA	485 abA	1604 abA	338 aB
M10	288 bA	241 aA	624 ab	834 abcdA	621 abB	1290 abcA	791 aB
B15	166 bA	282 aA	498 ab	1110 abA	628 abA	1862 aA	508 aA
E18	115 bA	142 aA	481 ab	865 abcdA	533 abA	1459 abcA	718 aB
M19	863 aA	224 aB	615 ab	1466 aA	773 abA	895 bcA	580 aA
RF	719 aA	247 aB	579 ab	1056 abcA	1277 aA	1338 abcA	782 aB
CV, %	40		37	28		25	
	C-ORG, dag kg de solo ⁻¹						
SR0	---	---	0.23 c	0,06 fA	0,06 dA	0.14 e	
GG2	0.01 d	---	2.03 abc	1,45 deA	0,56 cdB	1.22 de	
BG3	1.29 cd	---	0.57 bc	0,72 efA	0,48 cdA	0.67 e	
B7	1.65 cd	---	2.59 abc	2,11 cdA	1,72 bcA	2.44 bc	
M10	2.26 abc	---	2.29 abc	3,09 bcA	2,36 abA	2.15 cd	
B15	2.29 abc	---	2.40 abc	2,94 bcA	1,64 bcB	2.86 abc	
E18	1.97 bc	---	2.85 ab	3,13 bcA	1,33 bcB	2.09 cd	
M19	3.92 a	---	3.66 a	5,51 aA	2,41 abB	3.29 ab	
RF	3.63 ab	---	3.85 a	3,96 bA	3,25 aB	3.69 a	
CV, %	25		29	18		15	

¹ SR0 - recém-minerado; GG2 - braquiária e guandú 2 anos; BG3 - braquiária, guandú e espécies nativas 3 anos; B7 - bracatinga 7 anos; M10 - espécies nativas 10 anos; B15 - bracatinga 15 anos; E18 - eucalipto 18 anos; M19 - bracatinga e espécies nativas 19 anos e RF - referência, sem alterações antrópicas. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, maiúscula na linha dentro de cada época e minúscula na coluna (dentro de cada época), pelo teste de Duncan ao nível 5%.

TABELA 10. Quantificação da Biomassa nitrogênio (BM-N) e nitrogênio orgânico (N-ORG) do solo nas amostras coletadas na serra durante as quatro épocas.

Área	Inverno		Verão		Outono		Primavera	
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	0 - 10 cm	10 - 20 cm	0 - 10 cm	10 - 20 cm	0 - 10 cm	10 - 20 cm
SR0	---		0,01 bA	0,01 bA	0,01 bA	9,57 b	14,93 bA	14,92 bA
GG2	3,42 b		21,15 aA	21,14 aA	21,14 aA	66,21 ab	39,81 aA	14,43 bA
BG3	34,91 a		25,51 aA	18,04 aA	18,04 aA	37,39 ab	24,89 aA	20,16 bA
B7	33,87 a		58,48 aA	29,86 aA	29,86 aA	95,92 ab	26,63 aA	11,20 bA
M10	28,45 ab		34,22 aB	66,57 aA	66,57 aA	105,69 ab	31,35 aA	4,48 bB
B15	24,60 ab		34,84 aA	38,57 aA	38,57 aA	124,44 a	15,43 aB	48,52 abA
E18	21,10 ab		24,26 aB	57,86 aA	57,86 aA	135,71 a	26,38 aA	35,83 bA
M19	43,53 a		22,40 aB	65,32 aA	65,32 aA	85,06 ab	25,13 aB	88,59 aA
RF	28,26 ab		48,52 aB	83,36 aA	83,36 aA	145,88 a	39,32 aB	88,56 aA
CV, %	30	49				32		53
SR0	---		0,01 cA	0,01 aA	0,01 aA	0,01 fA	0,08 dA	0,08 aA
GG2	0,05 dA	0,05 dA	0,22 abcA	0,22 abcA	0,22 abcA	0,21 deA	0,16 bcdA	0,19 bcA
BG3	0,12 cdA	0,10 dA	0,12 bcA	0,13 bcA	0,13 bcA	0,09 eFA	0,12 cdA	0,18 bcA
B7	0,19 cA	0,22 bcA	0,26 abcA	0,19 abcA	0,19 abcA	0,31 cdA	0,32 abA	0,25 bcA
M10	0,32 bA	0,30 abcA	0,35 abA	0,45 aA	0,45 aA	0,59 bA	0,31 abcA	0,29 bA
B15	0,31 bA	0,25 abcA	0,34 abA	0,26 abcA	0,26 abcA	0,45 bcA	0,39 aA	0,29 bA
E18	0,21 cA	0,21 cA	0,47 aA	0,21 abcB	0,21 abcB	0,46 bcA	0,23 abcDA	0,23 bcA
M19	0,61 aA	0,35 aB	0,45 aA	0,39 abA	0,39 abA	0,86 aA	0,41 aA	0,25 bcB
RF	0,36 bA	0,32 aA	0,51 aA	0,47 aA	0,47 aA	0,63 bA	0,39 aA	0,19 aA
CV, %	12	25				17		19

SR0 - recém-minerado; GG2 - braquiária e guardú 2 anos; BG3 - braquiária, guardú e espécies nativas 3 anos; B7 - bracinga 7 anos; M10 - espécies nativas 10 anos; B15 - bracinga 15 anos; E18 - eucalipto 18 anos; M19 - bracinga e espécies nativas 19 anos e RF - referência, sem alterações antrópicas. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, maiúscula na linha dentro de cada época e minúscula na coluna (dentro de cada época), pelo teste de Duncan ao nível 5%.

TABELA 11. Relação entre BM-C e C-ORG (C_{mic}/C_{org}) e BM-N e N-ORG (N_{mic}/N_{org}) do solo nas amostras coletadas na serra durante as quatro épocas.

Área ¹	Inverno		Verão		Outono		Primavera	
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	0 - 10 cm	10 - 20 cm	0 - 10 cm	10 - 20 cm	0 - 10 cm	10 - 20 cm
	C_{mic}/C_{org} %							
SR0	---	---	4,17 bA	4,17 bA	15,04 aA	15,04 aA	6,95 bA	6,95 aA
GG2	30,83 aA	30,63 aA	0,82 bA	0,81 bA	1,47 bA	12,66 abA	4,14 bA	7,96 aA
BG3	1,21 bcA	0,94 bA	13,76 aA	15,46 aA	5,90 abA	6,68 abA	15,04 aA	5,43 aB
B7	1,61 bcA	0,58 bB	2,63 bA	1,66 bA	2,30 bA	2,96 bA	5,94 bA	2,21 aA
M10	1,27 bcA	1,08 bA	3,05 bA	2,45 bA	2,66 bA	2,71 bA	5,64 bA	4,17 aA
B15	0,77 cA	0,94 bA	2,57 bA	1,73 bA	3,78 bA	3,85 bA	5,46 bA	2,21 aA
E18	0,91 cA	1,16 bA	1,39 bA	3,20 bA	2,84 bA	4,25 bA	6,58 bA	4,03 aA
M19	2,53 bA	0,54 bB	1,48 bA	2,53 bA	2,70 bA	3,40 bA	2,71 bA	2,05 aA
RF	2,00 bcA	0,67 bB	1,00 bA	2,15 bA	2,68 bA	3,94 bA	3,51 bA	2,19 aA
CV, %	8		27		48		29	
	N_{mic}/N_{org} %							
SR0	---	---	1,87 aA	1,86 bA	0,01 bA	0,01 cA	9,57 aA	9,57 aA
GG2	1,37abA	1,37 abA	2,45 aA	1,56 bA	0,96 aA	0,22 bc	3,07 abA	6,42 aA
BG3	3,23 aA	3,37 aA	1,85 abA	1,12 bA	2,31 aA	0,13 bcA	6,77 abA	2,98 aA
B7	1,26 abA	2,05 abA	0,83 abA	0,44 bA	2,23 aA	0,19 bcA	3,26 abA	4,01 aA
M10	0,93 abA	0,94 abA	1,05 abA	0,15 bA	0,95 aA	0,45 aA	1,27 bA	3,29 aA
B15	0,76 bA	1,02 abA	0,41 bA	1,90 bA	1,02 aA	0,26 abcA	2,60 abA	4,83 aA
E18	1,15 abA	0,91 abA	1,15 abA	1,63 bA	0,52 aA	0,21 bcA	3,06 abA	6,07 aA
M19	0,71 bA	1,25 abA	0,63 abA	4,29 aA	0,58 aB	0,39 abA	1,11 bA	2,38 aA
RF	0,82 abA	0,84 bA	0,97 abA	1,84 bA	0,97 aA	0,47 aA	2,29 abA	3,69 aA
CV, %	47		49		49		46	

¹ SR0 - recém-minerado; GG2 - braquiária e guandú 2 anos; BG3 - braquiária, guandú e espécies nativas 3 anos; B7 - bracatinga 7 anos; M10 - espécies nativas 10 anos; B15 - bracatinga 15 anos; E18 - eucalipto 18 anos; M19 - bracatinga e espécies nativas 19 anos e RF - referência, sem alterações antrópicas. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, maiúscula na linha dentro de cada época e minúscula na coluna (dentro de cada época), pelo teste de Duncan ao nível 5%.

Verificou-se que, no inverno, a área BG3 apresentou maior relação nas duas profundidades coletadas, diferindo significativamente das outras áreas, enquanto, no verão, houve uma tendência geral de diminuição da porcentagem de BM-N no N-ORG. Já no outono, verificou-se o inverso, ou seja, um aumento em todas as áreas e profundidades estudadas.

A respiração e o quociente metabólico (qCO_2) encontram-se na tabela 12. Verificou-se que a respiração sofreu pouca variação entre os fatores estudados (área e profundidade) dentro de cada época, sendo que no inverno e na primavera, nas duas profundidades amostradas, e no outono, nas amostras superficiais, somente a SR0 diferiu significativamente ($p \leq 0,05$) das demais áreas. Amostras coletadas no inverno, na profundidade 0-10 cm, diferiram significativamente das amostras sub-superficiais em todas as áreas, com exceção das áreas GG2 e M10, que não apresentaram esta diferença. Já na primavera, verificou-se que houve uma inversão, ou seja, as amostras sub-superficiais apresentaram maior respiração do que as superficiais em todas as áreas, com exceção das áreas RF, B7, E18, GG2 e SR0, que não diferiram significativamente. O quociente metabólico (qCO_2) variou entre os fatores estudados (Tabela 12). Observou-se que o solo recém-minerado apresentou valores superiores em todas as épocas de amostragem e profundidade, exceto na primavera em amostras de 10 a 20 cm de profundidade. Verificou-se, ainda, uma tendência de decréscimo do qCO_2 com o aumento da idade, sendo que, áreas recentemente reabilitadas apresentaram altos valores de qCO_2 .

TABELA 12. Respiração basal (RESP) e quociente metabólico (qCO_2) do solo nas amostras coletadas na serra durante as quatro épocas.

Área ¹	Inverno		Verão		Outono		Primavera	
	0 – 10 cm	10 – 20 cm	0 – 10 cm	10 – 20 cm	0 – 10 cm	10 – 20 cm	0 – 10 cm	10 – 20 cm
	RESP, $\mu g CO_2 g \text{ de solo}^{-1} h^{-1}$							
SR0	---	---	3,36 aA	3,36aA	2,36 bA	2,35 aA	1,99 bA	1,99 bA
GG2	0,76 cA	0,75 bA	2,01 aA	2,01 aA	2,98 abA	3,04 aA	3,42 aA	3,42 aA
BG3	5,01 bcA	2,40 abB	5,59 aA	4,01 aA	4,75 abA	5,00 aA	3,91 aB	9,47 aA
B7	7,59 bA	5,61 aB	8,63 aA	3,84 aA	4,54 abA	4,59 aA	7,88 aA	9,23 aA
M10	5,82 bA	4,19 abA	3,54 aA	3,77 aA	7,46 aA	4,35 aB	5,10 aB	8,59 aA
B15	8,20 bA	3,47 abB	6,19 aA	3,01 aA	2,94 abB	6,34 aA	4,46 aB	8,86 aA
E18	5,68 bA	3,21 abB	9,58 aA	4,72 aA	6,34 abA	4,09 aA	5,87 aA	4,65 aA
M19	14,96 aA	4,93 abB	5,16 aA	2,64 aA	6,70 abA	2,14 aB	4,28 aB	8,16 aA
RF	8,56 bA	4,57 abB	8,91 aA	5,15 aA	5,28 abA	4,94 aA	5,26 aA	6,69 aA
CV, %	19		63		30		30	
	$qCO_2, \mu g C-CO_2 mg \text{ BM-C}^{-1} h^{-1}$							
SRO	---	---	34,77 aA	34,66 aA	40,50 aA	40,51 aA	16,44 aA	16,44 abA
GG2	12,50 aA	12,40 aA	14,14 aA	14,14 aA	12,75 bA	5,34 bA	5,65 bA	7,53 bA
BG3	91,63 aA	24,55 aB	6,25 aA	5,79 aA	11,58 bA	19,41 abA	4,37 bB	33,19 aA
B7	26,67 aA	46,64 aA	17,12 aA	13,02 aA	12,32 bA	10,65 bA	5,01 bB	28,33 abA
M10	22,72 aA	18,59 aA	4,88 aA	9,72 aA	9,63 bA	7,14 bA	4,02 bA	10,63 bA
B15	54,28 aA	12,31 aB	11,37 aA	9,87 aA	3,11 bA	10,15 bA	2,38 bB	18,81 aA
E18	49,39 aA	28,53 aB	23,67 aA	9,23 aA	7,89 bA	7,67 bA	3,88 bA	7,57 bA
M19	17,33 aA	27,57 aA	11,27 aA	5,37 aA	4,59 bA	4,07 bA	4,78 bB	16,00 abA
RF	11,91 aA	18,53 aA	19,19 aA	8,43 aA	4,61 bA	3,82 bA	4,03 bA	8,56 bA
CV, %	66		52		62		42	

¹ SR0 - recém-minerado; GG2 - braquiária e guandú 2 anos; BG3 - braquiária, guandú e espécies nativas 3 anos; B7 - bracatinga 7 anos; M10 - espécies nativas 10 anos; B15 - bracatinga 15 anos; E18 - eucalipto 18 anos; M19 - bracatinga e espécies nativas 19 anos e RF - referência, sem alterações antrópicas. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, maiúscula na linha dentro de cada época e minúscula na coluna (dentro de cada época), pelo teste de Duncan ao nível 5%.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os microrganismos do solo e sua atividade, avaliados pelas variáveis estudadas neste capítulo, fornecem indicações sobre o estado de reabilitação das áreas estudadas. Dentre eles, o carbono orgânico, a biomassa carbono, a biomassa nitrogênio e o nitrogênio orgânico foram os mais afetados pela mineração e comportaram-se diferentemente em função da idade de reabilitação das áreas estudadas (Figura 2). Para uma melhor visualização do comportamento das variáveis citadas acima, utilizaram-se amostras superficiais (0-10 cm) coletadas no verão, principalmente pelas condições de temperatura e umidade favoráveis e a superfície do solo por se tratar do local onde ocorre maior atividade microbiana.

Em termos relativos à área referência do campo, verificou-se que somente a área reabilitada com bracatinga (B19) apresentou-se mais próxima da referência na concentração de carbono orgânico e biomassa nitrogênio (BM-N). Notou-se que há um aumento do carbono orgânico com a idade de reabilitação e que o carbono da biomassa microbiana acompanha este aumento. Outros estudos demonstram esta alta relação entre o carbono orgânico e BM-C com o tempo de reabilitação (Leirós et al., 1993; Sawada, 1996; Schwenke et al., 2000a), sendo que o estado de equilíbrio, representado aqui pela referência, raramente acontece em um curto espaço de tempo, podendo levar até 50 anos em solos minerados, como verificado por Insam e Domsch (1988). Em nosso estudo, verificou-se que mesmo após 19 anos, estes não atingiram os valores da área referência. A utilização de espécies de plantas capazes de formar simbiose eficiente com rizóbio e fixar grandes quantidades de nitrogênio atmosférico com o objetivo de recuperar áreas degradadas e o enriquecimento do solo com nitrogênio tem sido utilizada há algum tempo (Dias, Franco e Campelo, 1994; Franco et al., 1994) e entre estas espécies está a bracatinga. Estudos realizados em áreas de mineração

de xisto, reabilitadas com bracatinga apresentaram uma deposição de 6,3 t de serapilheira ano⁻¹, enquanto áreas reabilitadas com eucaliptos apresentaram somente 3 t ano⁻¹ (Chiaranda, Poggiani e Simões, 1983; Poggiani e Simões, 1993). Ainda nestes trabalhos, os autores verificaram maior relação C/N na serapilheira do eucalipto em relação à da bracatinga, o que favoreceu maior decomposição dos resíduos vegetais e um aumento do teor de carbono orgânico e nitrogênio em 5 anos nas áreas de bracatinga, melhorando a fertilidade natural do solo.

Portanto, a utilização de espécies arbóreas, capazes de fixar grandes quantidades de nitrogênio, pode ser uma boa estratégia de reabilitação do solo através do enriquecimento em carbono e nitrogênio. Para as outras áreas, a BM-C e C-ORG, de modo geral, aumentaram com a idade de reabilitação, com exceção da área reabilitada com capim gordura há 10 anos e capim braquiária com 2 anos, que apresentaram valores relativos baixo e alto de BM-C, respectivamente. De acordo com Pfenning, Eduardo e Cerri (1992), a implantação de pastagem com espécies de gramíneas nos primeiros anos promove aumento na BM-C e, em pastagem mais antiga, há uma redução desta biomassa, o que pode estar acontecendo na área CG10. A BM-N e o N-ORG teve pouca variação entre as áreas reabilitadas, sendo que somente a área reabilitada com bracatinga há 19 anos apresentou maior valores.

Em áreas da serra, a BM-C foi superior à da referência em quase todas as áreas estudadas, com exceção da área recém-minerada e reabilitada com braquiaria e feijão guandú há 2 anos (Figura 2). Já para o C-ORG e N-ORG, verificam-se aumentos na cronossequência (do mais novo para o mais velho), o que não ocorreu com a BM-N, para a qual somente a área reabilitada com bracatinga 7 anos apresentou valor relativo superior à referência. Nestas áreas, o processo de sucessão ocorre mais rapidamente do que nas áreas de campo, o que possibilita melhor condição para a sustentabilidade do sistema solo. Apesar dos

valores altos da BM-C, a concentração de C-ORG foi baixa, aumentando com a idade de reabilitação. Parece que o tempo é o que mais influencia no C-ORG. Áreas reabilitadas na Austrália mostraram a mesma tendência e a extrapolação dos dados sugere que, nestas áreas, demoraria 33 anos para que a concentração de C-ORG atingisse a referência (Schwenke et al., 2000a, b e c).

A biomassa microbiana representa uma fonte lábil dos nutrientes, principalmente N, P e S (Jenkinson e Ladd, 1981), manutenção do carbono orgânico do solo (Grisi, 1996), e pode ser utilizada para determinar o grau de perturbação e recuperação do sistema solo. Em nosso estudo, as correlações entre a BM-C apresentadas nas tabelas 13 a 16 mostram que, quanto maior a biomassa, maior a quantidade de carbono orgânico ($r=0,84^{**}$), nitrogênio ($r=0,61^{**}$) e menor o quociente metabólico ($r=-0,71^{**}$). Em áreas da serra, verificam-se correlações semelhantes das encontradas no campo (Tabelas 17 a 20), sendo que a biomassa carbono correlacionou-se positivamente com carbono orgânico ($r=0,87^{**}$) e nitrogênio orgânico ($r=0,82^{**}$) e negativamente com o quociente metabólico ($r=-0,72^{**}$), demonstrando que onde há uma maior BM-C, há um enriquecimento do solo com carbono e nitrogênio e uma menor perda de carbono pela respiração.

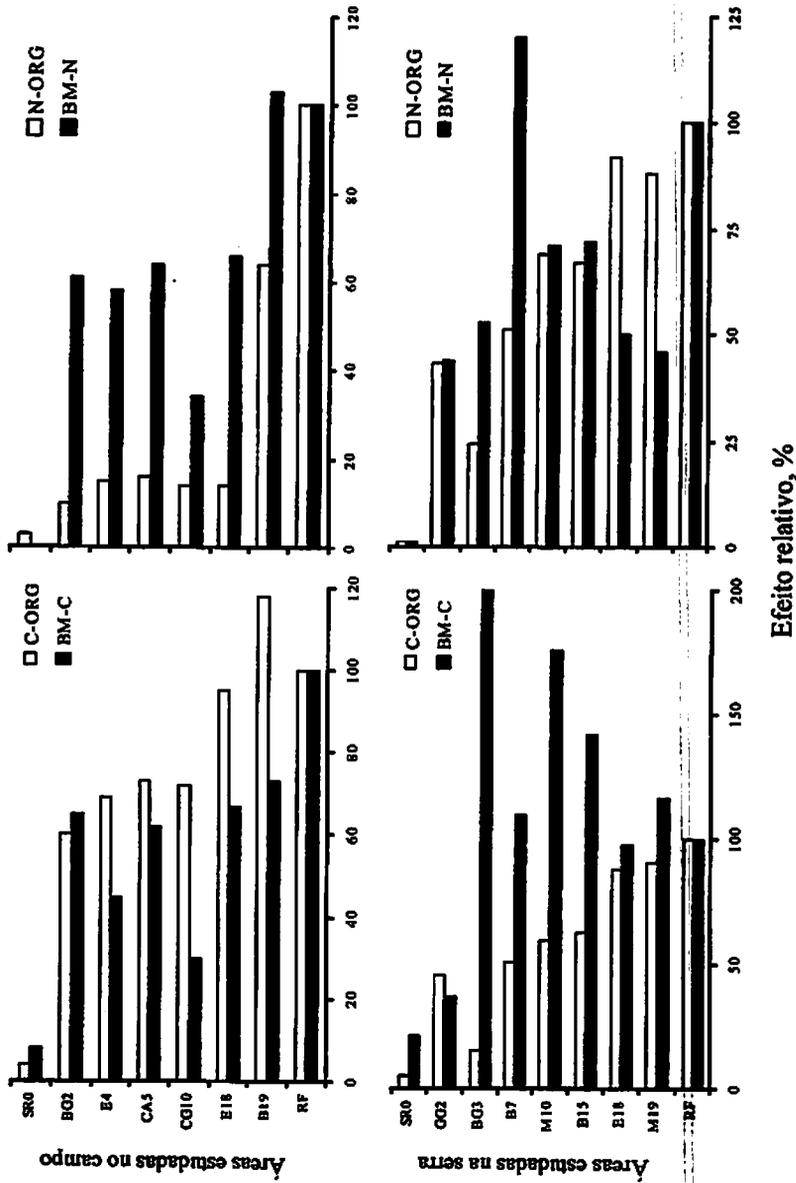


FIGURA 2. Valores de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana (BM-C e BM-N) e carbono e nitrogênio orgânicos do solo (C-ORG e N-ORG) nas áreas estudadas. Identificação na tabela 4.

TABELA 13. Correlações de Pearson entre as variáveis do campo no inverno nas diferentes profundidades.

Variável ¹	BM-C	BM-N	RESP	C-ORG	N-ORG	C_{org}/N_{org}	C_{mic}/N_{mic}	qCO_2	N_{mic}/N_{org}	C_{mic}/C_{org}
0-10 cm										
BM-C										
BM-N	0,45*									
RESP	0,35ns	0,14ns								
C-ORG	0,55**	0,58**	0,55**							
N-ORG	0,51**	0,56**	0,55**	0,83**						
C_{org}/N_{org}	0,40*	0,43**	0,31ns	0,85**	0,45*					
C_{mic}/N_{mic}	0,03ns	-0,46*	-0,07ns	-0,46*	-0,28ns	-0,48*				
qCO_2	-0,66**	-0,34ns	0,33ns	-0,10ns	-0,12ns	-0,09ns	-0,16ns			
N_{mic}/N_{org}	0,31ns	0,91**	-0,09ns	0,37*	0,22ns	0,44*	-0,50*	-0,34ns		
C_{mic}/C_{org}	-0,07ns	-0,37ns	-0,23ns	-0,70**	-0,60**	-0,74**	0,48*	-0,13ns	-0,31ns	
10-20 cm										
BM-C										
BM-N	0,31ns									
RESP	0,29ns	0,24ns								
C-ORG	0,40*	0,43*	0,45*							
N-ORG	0,56**	0,55**	0,35ns	0,58**						
C_{org}/N_{org}	0,12ns	0,22ns	0,20ns	0,83**	0,12ns					
C_{mic}/N_{mic}	0,06ns	-0,61**	-0,06ns	-0,44*	-0,29ns	-0,38*				
qCO_2	-0,72**	-0,19ns	0,39*	-0,08ns	-0,28ns	-0,04ns	-0,10ns			
N_{mic}/N_{org}	0,10ns	0,92**	0,10ns	0,32ns	0,21ns	0,32ns	-0,66**	-0,11ns		
C_{mic}/C_{org}	-0,15ns	-0,49*	-0,21ns	-0,78**	-0,58**	-0,74**	0,45*	-0,21ns	-0,44*	

¹ BM-C e BM-N: carbono e nitrogênio da biomassa microbiana; RESP: respiração basal; C-ORG: carbono orgânico do solo; N-ORG: nitrogênio total do solo; C_{org}/N_{org} : relação entre carbono orgânico e nitrogênio do solo; C_{mic}/N_{mic} : relação entre carbono e nitrogênio da biomassa; qCO_2 : quociente metabólico; N_{mic}/N_{org} e C_{mic}/C_{org} : relação entre nitrogênio e carbono da biomassa microbiana e nitrogênio e carbono orgânico do solo. * e **: correlação significativa ao nível de 5 e 1%, respectivamente, pelo teste de T. NS: não significativo.

TABELA 14. Correlações de Pearson entre as variáveis do campo no verão nas diferentes profundidades.

Variável ¹	BM-N	BM-C	C-ORG	Resp	qCO ₂	N-ORG	N _{mic} /N _{org}	C _{mic} /C _{org}	C _{org} /N _{org}	C _{mic} /N _{mic}
0-10 cm										
BM-N										
BM-C	0,71**									
C-ORG	0,79**	0,53**								
Resp	0,20ns	0,09ns	0,36*							
qCO ₂	-0,45*	-0,73**	-0,31ns	0,27ns						
N-ORG	0,21ns	0,38*	0,27ns	0,29ns	-0,26ns					
N _{mic} /N _{org}	0,50**	0,20ns	0,26ns	-0,16ns	-0,22ns	-0,40*				
C _{mic} /C _{org}	-0,37*	0,02ns	-0,73**	-0,20ns	0,06ns	-0,08ns	-0,26ns			
C _{org} /N _{org}	0,23ns	-0,16ns	0,27**	-0,09ns	0,03ns	-0,57**	0,82**	-0,51**		
C _{mic} /N _{mic}	-0,64**	-0,48**	-0,80**	-0,14ns	0,47**	-0,23ns	-0,44*	0,83**	-0,42*	
10-20 cm										
BM-N										
BM-C	0,28ns									
C-ORG	0,53**	0,13ns								
Resp	0,23ns	-0,09ns	0,19ns							
qCO ₂	-0,12ns	-0,52**	0,25ns	0,15ns						
N-ORG	0,03ns	0,33ns	0,16ns	0,05ns	-0,10ns					
N _{mic} /N _{org}	0,65**	0,25ns	0,07ns	-0,06ns	-0,23ns	-0,29ns				
C _{mic} /C _{org}	-0,48**	0,20ns	-0,82**	-0,16ns	-0,27ns	-0,04ns	-0,15ns			
C _{org} /N _{org}	0,48**	0,13ns	0,42*	-0,14ns	-0,05ns	-0,45*	0,77**	-0,39*		
C _{mic} /N _{mic}	-0,59**	-0,31ns	-0,75**	-0,12ns	0,02ns	-0,19ns	-0,41*	0,84**	-0,49**	

¹ BM-C e BM-N: carbono e nitrogênio da biomassa microbiana; RESP: respiração basal; C-ORG: carbono orgânico do solo; N-ORG: nitrogênio total do solo; C_{org}/N_{org}: relação entre carbono orgânico e nitrogênio do solo; C_{mic}/N_{mic}: relação entre carbono e nitrogênio da biomassa; qCO₂: quociente metabólico; N_{mic}/N_{org} e C_{mic}/C_{org} relação entre nitrogênio e carbono da biomassa microbiana e nitrogênio e carbono orgânico do solo. * e **: correlação significativa ao nível de 5 e 1%, respectivamente, pelo teste de T. NS: não significativo.

TABELA 15. Correlações de Pearson entre as variáveis do campo no outono nas diferentes profundidades.

Variável ¹	BM-N	qCO ₂	C-ORG	BM-C	N-ORG	N _{mic} /N _{org}	C _{mic} /C _{org}	C _{org} /N _{org}	C _{mic} /N _{mic}
0-10 cm									
BM-N									
qCO ₂	-0,55**								
C-ORG	0,63**	-0,63**							
BM-C	0,64**	-0,61**	0,84**						
N-ORG	0,43*	-0,57**	0,85**	0,61**					
N _{mic} /N _{org}	0,53**	0,29ns	-0,27ns	-0,06ns	-0,47**				
C _{mic} /C _{org}	0,43*	0,66**	-0,68**	-0,40*	-0,70**	0,17ns			
C _{org} /N _{org}	-0,52**	-0,19ns	0,25ns	0,42*	-0,25ns	0,46*	0,01ns		
C _{mic} /N _{mic}	0,20ns	0,09ns	-0,13ns	0,04ns	-0,19ns	-0,48**	0,51**	0,06 ns	
10-20 cm									
BM-N									
qCO ₂	-0,58**								
C-ORG	0,60**	-0,77**							
BM-C	0,32ns	-0,58**	0,69**						
N-ORG	0,58**	-0,75**	0,94**	0,62**					
N _{mic} /N _{org}	0,54**	0,08ns	-0,25ns	-0,20ns	-0,36*				
C _{mic} /C _{org}	-0,54**	0,71**	-0,66**	-0,01ns	-0,68**	0,08ns			
C _{org} /N _{org}	0,08ns	-0,07ns	0,17ns	0,21ns	-0,15ns	0,22ns	0,04ns		
C _{mic} /N _{mic}	-0,58**	0,28**	-0,09ns	0,35ns	-0,07ns	-0,52**	0,57**	0,02ns	

¹ BM-C e BM-N: carbono e nitrogênio da biomassa microbiana; RESP: respiração basal; C-ORG: carbono orgânico do solo; N-ORG: nitrogênio total do solo; C_{org}/N_{org}: relação entre carbono orgânico e nitrogênio do solo; C_{mic}/N_{mic}: relação entre carbono e nitrogênio da biomassa; qCO₂: quociente metabólico; N_{mic}/N_{org} e C_{mic}/C_{org}: relação entre nitrogênio e carbono da biomassa microbiana e nitrogênio e carbono orgânico do solo. * e **: correlação significativa ao nível de 5 e 1%, respectivamente, pelo teste de T. NS: não significativo.

TABELA 16. Correlações de Pearson entre as variáveis do campo na primavera nas diferentes profundidades.

Variável ¹	BM-N	C-ORG	BM-C	RESP	qCO ₂	N-ORG	N _{mic} /N _{org}	C _{mic} /C _{org}	C _{org} /N _{org}	C _{mic} /N _{mic}
0-10 cm										
BM-N										
C-ORG	0,42**									
BM-C	0,44**	0,64**								
RESP	0,27ns	0,60**	0,14ns							
qCO ₂	-0,30ns	-0,42*	-0,72**	0,28ns						
N-ORG	0,24ns	0,90**	0,51**	0,50**	-0,39*					
N _{mic} /N _{org}	0,59**	-0,31ns	-0,17ns	0,03ns	0,37*	-0,49**				
C _{mic} /C _{org}	-0,22ns	-0,77**	-0,23ns	-0,33ns	0,44*	-0,71**	0,41*			
C _{org} /N _{org}	-0,01ns	-0,38*	-0,41*	0,12ns	0,75*	-0,61**	0,64**	0,41*		
C _{mic} /N _{mic}	-0,45*	0,01ns	0,05ns	-0,14ns	-0,12ns	0,07ns	-0,45*	-0,08ns	-0,15ns	
10-20 cm										
BM-N										
C-ORG	0,22ns									
BM-C	0,03ns	0,59**								
RESP	0,24ns	0,33ns	0,15ns							
qCO ₂	0,09ns	-0,51**	-0,75**	0,35*						
N-ORG	0,22ns	0,95**	0,63**	0,36*	-0,53**					
N _{mic} /N _{org}	0,72**	-0,41*	-0,46*	0,04*	0,54**	-0,43*				
C _{mic} /C _{org}	-0,40*	-0,71**	0,04ns	-0,27ns	0,10ns	-0,66**	0,05ns			
C _{org} /N _{org}	-0,32ns	-0,57**	-0,57**	-0,12ns	0,64**	-0,70**	0,25ns	0,50**		
C _{mic} /N _{mic}	-0,46*	-0,18ns	0,22ns	-0,31ns	-0,23ns	-0,20ns	-0,39*	0,40*	0,07ns	

¹ BM-C e BM-N: carbono e nitrogênio da biomassa microbiana; RESP: respiração basal; C-ORG: carbono orgânico do solo; N-ORG: nitrogênio total do solo; C_{org}/N_{org}: relação entre carbono orgânico e nitrogênio do solo; C_{mic}/N_{mic}: relação entre carbono e nitrogênio da biomassa; qCO₂: quociente metabólico; N_{mic}/N_{org} e C_{mic}/C_{org}: relação entre nitrogênio e carbono da biomassa microbiana e nitrogênio e carbono orgânico do solo. * e **: correlação significativa ao nível de 5 e 1%, respectivamente, pelo teste de T. NS: não significativo.

TABELA 17. Correlações de Pearson entre as variáveis da serra no inverno nas diferentes profundidades.

Variável ¹	BM-N	BM-C	RESP	qCO ₂	C-ORG	N-ORG	N _{mic} /N _{org}	C _{mic} /C _{org}	C _{org} /N _{org}	C _{mic} /N _{mic}
0-10 cm										
BM-N										
BM-C	0,52**									
RESP	0,69**	0,78**								
qCO ₂	0,23ns	-0,42*	0,05ns							
C-ORG	0,56**	0,81**	0,83**	-0,11ns						
N-ORG	0,63**	0,82**	0,91**	-0,10ns	0,88**					
N _{mic} /N _{org}	0,28ns	-0,39*	-0,32ns	0,39*	-0,50**	-0,47**				
C _{mic} /C _{org}	-0,67**	0,37*	-0,68**	-0,42*	-0,70**	-0,59**	0,04ns			
C _{org} /N _{org}	0,43*	0,41*	0,54**	0,15ns	0,77**	0,46**	-0,27ns	-0,84**		
C _{mic} /N _{mic}	0,12ns	0,84**	0,53**	-0,60**	0,61**	0,51**	-0,48**	-0,06ns	0,30ns	
10-20 cm										
BM-N										
BM-C	-0,13ns									
RESP	0,20ns	0,03ns								
qCO ₂	0,13ns	-0,49*	0,70**							
C-ORG	0,17ns	0,36ns	0,22ns	-0,27ns						
N-ORG	0,06ns	0,35ns	0,54**	-0,01ns	0,83**					
N _{mic} /N _{org}	0,68**	-0,30ns	-0,25ns	0,04ns	-0,35ns	-0,59**				
C _{mic} /C _{org}	-0,46*	0,61**	-0,19ns	-0,34ns	-0,29ns	-0,15ns	-0,31ns			
C _{org} /N _{org}	0,28ns	0,20ns	-0,38*	-0,50**	0,58**	0,07ns	0,30ns	-0,41*		
C _{mic} /N _{mic}	-0,59**	0,82**	-0,16ns	-0,48*	0,07ns	0,12ns	-0,49*	0,82**	-0,06ns	

¹ BM-C e BM-N: carbono e nitrogênio da biomassa microbiana; RESP: respiração basal; C-ORG: carbono orgânico do solo; N-ORG: nitrogênio total do solo; C_{org}/N_{org}: relação entre carbono orgânico e nitrogênio do solo; C_{mic}/N_{mic}: relação entre carbono e nitrogênio da biomassa; qCO₂: quociente metabólico; N_{mic}/N_{org} e C_{mic}/C_{org}: relação entre nitrogênio e carbono da biomassa microbiana e nitrogênio e carbono orgânico do solo. * e **: correlação significativa ao nível de 5 e 1%, respectivamente, pelo teste de T. NS: não significativo.

TABELA 18. Correlações de Pearson entre as variáveis da serra no verão nas diferentes profundidades.

Variável	BM-N	BM-C	C-ORG	RESP	qCO_2	N-ORG	N_{mic}/N_{org}	C_{mic}/C_{org}	C_{org}/N_{org}	C_{mic}/N_{mic}
0-10 cm										
BM-N										
BM-C	0,18ns									
C-ORG	0,33*	0,07ns								
RESP	0,41*	0,06ns	0,64**							
qCO_2	0,20ns	-0,65**	0,07ns	0,49**						
N-ORG	0,37*	0,12ns	0,95**	0,64**	0,02ns					
N_{mic}/N_{org}	0,70**	0,39*	-0,14ns	0,16ns	-0,03ns	-0,12ns				
C_{mic}/C_{org}	-0,19ns	0,54**	-0,59ns	-0,17ns	-0,34ns	-0,52**	0,34**			
C_{org}/N_{org}	-0,42*	-0,51**	-0,37*	-0,18ns	0,48**	-0,49**	-0,35*	-0,13ns		
C_{mic}/N_{mic}	-0,48**	0,46**	-0,52**	-0,22ns	0,43**	-0,57**	-0,37*	0,07ns	0,95**	
10-20 cm										
BM-N										
BM-C	0,47**									
C-ORG	0,60**	0,26ns								
RESP	0,30ns	0,19ns	0,18ns							
qCO_2	-0,40*	-0,67**	-0,42*	0,14ns						
N-ORG	0,50**	0,46**	0,75**	0,16ns	-0,54**					
N_{mic}/N_{org}	0,84**	0,45**	0,33*	0,24ns	-0,46**	0,19ns				
C_{mic}/C_{org}	-0,24ns	0,45**	-0,57**	0,07ns	-0,19ns	-0,32ns	-0,02ns			
C_{org}/N_{org}	-0,35*	-0,55**	-0,31ns	-0,05ns	0,79**	-0,59**	-0,38*	-0,26ns		
C_{mic}/N_{mic}	-0,44*	0,45**	-0,56**	-0,06ns	0,78**	-0,57**	-0,51**	0,03ns	0,90**	

[†] BM-C e BM-N: carbono e nitrogênio da biomassa microbiana; RESP: respiração basal; C-ORG: carbono orgânico do solo; N-ORG: nitrogênio total do solo; C_{org}/N_{org} : relação entre carbono orgânico e nitrogênio do solo; C_{mic}/N_{mic} : relação entre carbono e nitrogênio da biomassa; qCO_2 : quociente metabólico; N_{mic}/N_{org} e C_{mic}/C_{org} : relação entre nitrogênio e carbono da biomassa microbiana e nitrogênio e carbono orgânico do solo. * e **: correlação significativa ao nível de 5 e 1%, respectivamente, pelo teste de T. NS: não significativo.

TABELA 19. Correlações de Pearson entre as variáveis da serra no outono nas diferentes profundidades.

Variável ¹	RESP	BM-N	qCO ₂	C-ORG	BM-C	N-ORG	N _{mic} /N _{org}	C _{mic} /C _{org}	C _{org} /N _{org}	C _{mic} /N _{mic}
0-10 cm										
RESP										
BM-N	0,30ns									
qCO ₂	-0,23ns	-0,45**								
C-ORG	0,57**	0,53**	-0,58**							
BM-C	0,40*	0,46**	-0,64**	0,87**						
N-ORG	0,59**	0,54**	-0,53**	0,97**	0,81**					
N _{mic} /N _{org}	-0,29ns	-0,17ns	0,72**	-0,63**	-0,50**	-0,63**				
C _{mic} /C _{org}	-0,43*	-0,43*	0,34*	-0,53**	-0,35*	-0,52**	0,43*			
C _{org} /N _{org}	0,04ns	-0,05ns	-0,14ns	-0,24ns	-0,04ns	-0,38*	0,41*	0,02ns		
C _{mic} /N _{mic}	-0,11ns	-0,48**	-0,13ns	-0,05ns	0,03ns	-0,06ns	-0,35*	0,16ns	-0,15ns	
10-20 cm										
RESP										
BM-N	0,44*									
qCO ₂	-0,11ns	-0,54**								
C-ORG	0,29ns	0,55**	-0,64**							
BM-C	0,19ns	0,44*	-0,72**	0,67**						
N-ORG	0,30ns	0,62**	-0,70**	0,93**	0,55**					
N _{mic} /N _{org}	-0,18ns	0,04ns	0,50**	-0,55**	-0,20ns	-0,63**				
C _{mic} /C _{org}	-0,36*	-0,46**	0,45**	-0,63**	-0,03ns	-0,74**	0,71**			
C _{org} /N _{org}	0,04ns	0,21ns	-0,31ns	0,65**	0,62**	0,36*	-0,07ns	-0,07ns		
C _{mic} /N _{mic}	-0,17ns	-0,44*	-0,10ns	0,07ns	0,18ns	0,09ns	-0,38*	0,01ns	0,03ns	

¹ BM-C e BM-N: carbono e nitrogênio da biomassa microbiana; RESP: respiração basal; C-ORG: carbono orgânico do solo; N-ORG: nitrogênio total do solo; C_{org}/N_{org}: relação entre carbono orgânico e nitrogênio do solo; C_{mic}/N_{mic}: relação entre carbono e nitrogênio da biomassa; qCO₂: quociente metabólico; N_{mic}/N_{org} e C_{mic}/C_{org}: relação entre nitrogênio e carbono da biomassa microbiana e nitrogênio e carbono orgânico do solo. * e **: correlação significativa ao nível de 5 e 1%, respectivamente, pelo teste de T. NS: não significativo.

TABELA 20. Correlações de Pearson entre as variáveis da serra no primavera nas diferentes profundidades.

Variável ¹	BM-N	C-ORG	BM-C	RESP	qCO ₂	N-ORG	N _{mic} /N _{org}	C _{mic} /C _{org}	C _{org} /N _{org}	C _{mic} /N _{mic}
0-10 cm										
BM-N										
C-ORG	0,43*									
BM-C	0,44*	0,64**								
RESP	0,27ns	0,60**	0,14ns							
qCO ₂	-0,30ns	-0,42*	-0,72**	0,28ns						
N-ORG	0,24ns	0,90**	0,51**	0,50**	-0,40*					
N _{mic} /N _{org}	0,59**	-0,31ns	-0,17	0,03ns	0,37*	-0,49**				
C _{mic} /C _{org}	-0,22ns	-0,77**	-0,23ns	-0,33ns	0,44*	-0,71**	0,41*			
C _{org} /N _{org}	-0,02ns	-0,38*	-0,41*	0,12ns	0,75**	-0,61**	0,64**	0,41*		
C _{mic} /N _{mic}	-0,45*	0,01ns	0,05ns	-0,14ns	-0,12ns	0,07ns	-0,45*	-0,08ns	-0,15ns	
10-20 cm										
BM-N										
C-ORG	0,22ns									
BM-C	0,03ns	0,59**								
RESP	0,24ns	0,33ns	0,15ns							
qCO ₂	0,10ns	-0,51**	-0,75**	0,35*						
N-ORG	0,22ns	0,95**	0,63**	0,36*	-0,53**					
N _{mic} /N _{org}	0,72**	-0,41*	-0,46*	0,04ns	0,54**	-0,43*				
C _{mic} /C _{org}	-0,40*	-0,71**	0,04ns	-0,27ns	0,10ns	-0,66**	0,05ns			
C _{org} /N _{org}	-0,32ns	-0,57**	-0,57**	-0,12ns	0,64**	-0,70**	0,25ns	0,50**		
C _{mic} /N _{mic}	-0,46*	-0,18ns	0,22ns	-0,31ns	-0,23ns	-0,20ns	-0,39*	0,40*	0,07ns	

¹ BM-C e BM-N: carbono e nitrogênio da biomassa microbiana; RESP: respiração basal; C-ORG: carbono orgânico do solo; N-ORG: nitrogênio total do solo; C_{org}/N_{org}: relação entre carbono orgânico e nitrogênio do solo; C_{mic}/N_{mic}: relação entre carbono e nitrogênio da biomassa; qCO₂: quociente metabólico; N_{mic}/N_{org} e C_{mic}/C_{org}: relação entre nitrogênio e carbono da biomassa microbiana e nitrogênio e carbono orgânico do solo. * e **: correlação significativa ao nível de 5 e 1%, respectivamente, pelo teste de T. NS: não significativo.

5 CONCLUSÕES

- 1) A mineração afetou negativamente a biomassa microbiana (C e N), carbono orgânico e o nitrogênio orgânico do solo.
- 2) Todas as áreas do campo e da serra apresentaram valores semelhantes da respiração e qCO_2 , com exceção das áreas recém-mineradas.
- 3) A idade de reabilitação influenciou no acúmulo de carbono orgânico e no carbono da biomassa microbiana em áreas do campo e no carbono orgânico e no nitrogênio da biomassa microbiana em áreas da serra.
- 4) O plantio da bracatinga favoreceu o acúmulo de carbono e nitrogênio orgânico e de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana nas áreas de campo e de serra.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (eds). **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. 576p.
- ALONSO, M.T.A. Vegetação. In: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Geografia do Brasil - Região Sudeste**. Rio de Janeiro, v.3, p.91-118, 1977.
- ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient (qCO_2) as a specific activity parameter to asses the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.25, n.3, p.393-395, Mar. 1993.
- ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.21, n.4, p.471-479, Apr. 1989.
- AZEVEDO, L.G. Tipos de vegetação do sul de Minas e Campos da Mantiqueira. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v.34, p.225-243, 1962.
- BALDASSARI, I.B. **Flora de Poços de Caldas: família Melastomataceae**. Campinas - SP:UNICAMP, 1988. 265p. (Dissertação - Mestrado em Ciências Biológicas)
- BLANCHAR, R.W.; REHM, G.; CALDWELL, A.C. Sulfur in plant material digestion with nitric and percloric acid. **Soil Science Society American Proceedings**, Madison, v.29, n.1, p.71-72, Jan./Feb.1965.
- BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.19, n.2/3, p.269-279, Feb./Mar. 1995.
- BROOKES, P.C.; LANDMSN, A.; PRUDEN, B.; JENKINSON, D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extration method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.17, n.6, p.837-842, 1985.

- CAMPOS, D.C. **Influência da mudança do uso da terra sobre a matéria orgânica no município de São Pedro – SP.** Piracicaba: USP, 1998. 83p. (Dissertação - Mestrado em Microbiologia Agrícola).
- CHIARANDA, J.R.; POGGIANI, F.; SIMÕES, J.W. Crescimento das árvores e deposição de folheto em talhões florestais plantadas em solos alterados pela mineração do xisto. IPEF, Piracicaba, v.25, p.25-28, dez.1983.
- DIAS, L. E.; FRANCO, A.A.; CAMPELO, E.F.C. Dinâmica da matéria orgânica e de nutrientes em solo degradado pela extração de bauxita e cultivado com *Eucalyptus pellita* e *Acacia mangium*. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO, 1.; SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2., 1994, Foz do Iguaçu. Anais... Curitiba: FUPEF, 1994. p.515-525.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos.** 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. 212p.
- FEIGL, B. J. **Dinâmica da matéria orgânica do solo na sucessão floresta – pastagem na Amazônia (Rondônia).** Piracicaba:USP/CENA, 1994. 68p. (Tese - Doutorado em Energia Nuclear na Agricultura)
- FEIGL, B.J.; SPARLING, G.P.; ROSS, D.J.; CERRI, C.C. Soil microbial biomass in Amazonian soils: evaluation of methods and estimates of pool sizes. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.27, n.11, p. 1467-1472, Nov. 1995.
- FERNANDES, S.A.P. **Propriedades do solo na conversão de floresta em pastagem fertilizada e não fertilizada com fósforo na Amazônia (Rondônia).** Piracicaba: USP/CENA, 1999. 131p. (Tese - Doutorado em Microbiologia Agrícola)
- FORSTER, J.C. Soil sampling, handling, storage and analysis. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (eds). **Methods in applied soil microbiology and biochemistry.** London: Academic Press, 1995. chap.3, p. 49-121.
- FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; DIAS, L.E.; FARIA, S.M. Revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas - PA com leguminosas arbóreas noduladas e micorrizadas. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO, 1.; SIMPÓSIO NACIONAL: recuperação de áreas degradadas, 2., 1994, Foz do Iguaçu. Anais... Curitiba: UFPR, 1994. 679p.

- 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, n.3, p.361-365, jul./set.1997.
- GATTO, L. C. S.; RAMOS, V. L. S.; NUNES, B.T.A.; MAMEDE, L.; GÊES, M. H.B.; ALVARENGA, S. M.; FRANCO, E. M. S.; QUIRICO, A. F.; NEVES, L. B. *Geomorfologia*, Caeni, v.32, p. 351-352, 1983.
- GERALDES, A.P.A.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J. Biomassa microbiana de solo sob pastagens na Amazônia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.19, n.1, p.55-60, jan./abr. 1995.
- GRIFFITH, J.J. **Recuperação conservacionista da superfície de áreas mineradas: uma revisão de literatura.** Viçosa: Sociedade de Investigações Florestais, 1980. 106p. (Boletim Técnico, n.79)
- GRISI, B.M. Participação da microbiota na ciclagem de nutrientes. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 4., 1996, Águas de Lindóia. *Anais...* Campinas: Software Gráfico Comercio e Serviços/Bicca Produções S/C, 1996. CD-ROM.
- INSAM, H.; DOMSCH, K.H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. *Microbial Ecology*, Tokyo, v.15, p.177-188, 1988.
- JENKINSON, D.S.; LADD, J.M. Microbial biomass in soil: movement and turnover. In: PAUL, E.A.; LADD, J.M. (eds). *Soil Biochemistry*. New York: Marcel Dekker, 1981. p.368-386.
- JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. A comparison of the organic matter, biomass adenosine triphosphate and mineralisable nitrogen contents of ploughed and direct drilled soils. *Journal of Agriculture Science*, Cambridge, v.97, n.3, p.713-721, Dec.1981.
- KEENEY, D.R.; NELSON, D.W. Nitrogen organic forms. In: PAGE, A.L. (ed.) **Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties.** 2.ed. Madison: American Society of Agronomy/Soil Science Society of America, 1982. cap. 33, p. 643-698.

- LEIROS, M.C.; GILSOTRES, F.; CECCANTI, B.; TRASARCEPEDA, M.C.; GONZALEZ-SANGREGORIO, M.V. Humification processes in reclaimed open-cast lignite mine soils. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.25, n.10, p.1391-1397, Oct.1993.
- LEITÃO-FILHO, H.F. (Coord.) **Avaliação de recursos naturais vegetais e recomposição do meio ambiente no município de Poços de Caldas, MG.** Campinas: UNICAMP, 1982. 152p. (Relatório Final convênio Unicamp/Alcoa)
- LORENZO, J.S. **Regeneração natural de uma área minerada de bauxita em Poços de Caldas, Minas Gerais.** Viçosa: UFV, 1991. 151p. (Dissertação - Mestrado em Ciências Florestais)
- LUIZÃO, R.C.; CAMPISTA, D.; COSTA, E.S. Efeito da idade e do manejo das pastagens da Amazônia Central sobre a biomassa microbiana e suas atividades no solo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 2., 1991, São Paulo. *Anais...* São Paulo: EMBRAPA, 1991. p.49.
- MARCHIORI-JÚNIOR, M. **Carbono, nitrogênio, biomassa microbiana e atividade enzimática num solo sob mata natural ou cultivado com pastagem ou algodoeiro.** Jaboticabal: Unesp, 1998. (Dissertação - Mestrado em Produção Vegetal)
- MARTINS, F.R. **O método de quadrantes e a fitossociologia de uma floresta residual do interior do estado de São Paulo.** São Paulo: USP, 1979.239p. (Tese - Doutorado em Botânica)
- MORAES, C.A.F. de. **Controle ambiental na mineração de bauxita.** *Brasil Mineral*, Brasília, n.98, p. 58-61, 1992.
- NAPPO, M.E. **Inventário florístico e estrutural da regeneração natural no sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Minosa scabrella* Bentham, implantados em áreas mineradas, em Poços de Caldas, Minas Gerais.** Lavras: UFLA, 1999. 87p. (Dissertação - Mestrado em Manejo Florestal)
- NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: PAGE, A.L. (ed.) **Methods of soil analysis: Chemical and mineralogical properties.** 2.ed. Madison: ASA/SSSA, 1982. p. 539-579.

PARKIN, T.B.; DORAN, J.W.; FRANCO-VIZCAÍNO, E. Field and laboratory tests of soil respiration. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.231-245.

PFENNING, L.; EDUARDO, B.P.; CERRI, C.C. Os métodos de fumigação-incubação e fumigação-extração na estimativa da biomassa microbiana em solos da amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.16, n.1, p. 31-37, jan./abr. 1992.

POGGIANI, F.; SIMÕES, J.W. Influência das espécies usadas no reflorestamento e da proximidade de um fragmento florestal na regeneração do sub-bosque em áreas degradadas pela mineração. In: **CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7.**, 1993, Curitiba, PR. p. 50-54.

RAIJ, B. van.; QUAGGIO, J.A. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Cres/Potafos, 1991. 343p.

RICE, C. W.; MOORMAN T. B.; BEARE, m. Role of Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Soil Quality. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (eds). **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. 203-216.

RODRIGUES, T.E. **Caracterização e gênese de solos brunos do maciço alcalino de Poços de Caldas (MG)**. Piracicaba: ESALQ, 1984. p.255. (Tese - Doutorado em Agronomia)

SAWADA, Y. Indices of microbial biomass and activity to assess minesite rehabilitation. In: **MINERALS COUNCIL OF AUSTRALIA ENVIRONMENTAL WORKSHOP, 1996**, Camberra. Minerals Council of Australia. p.223-236. 1996.

SCHWENKE, G.D.; MULLIGAN, D.R.; BELL, L.C. Soil stripping and replacement for the rehabilitation of bauxite-mined land at Weipa. I. Initial changes to soil matter and related parameters. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.38, p.345-369, 2000a.

SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; GRISI, B.M.; HUNGRIA, M.; ARAUJO, R.S. **Microrganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental**. Brasília: EMBRAPA, 1994. 142p.

- SMITH, J.L.; PAUL, E.A. The Significance of Soil Microbial Biomass Estimations. In: BOLLAG, J. M.; STOTZKY, G. (eds). **Soil Biochemistry**, New York: M. Dekker, 1990. v.6, p.357-396.
- SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic-carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic-matter. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.30, n.2, p.195-207, 1992.
- SRIVASTAVA, S.C.; JHA, A.K.; SINGH, J.S. Changes with time in soil biomass C, N and P of mine spoils in a dry tropical environment. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.69, n.4, p.849-855, Nov.1989.
- SRIVASTAVA, S.C.; SINGH, J.S. Microbial C, N and P in dry tropical forest soils: effects of alternate land-user and nutrient flux. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.23, n.2, p.117-124, Feb.1991.
- TEIXEIRA, L. B., BASTOS, J. B. **Matéria orgânica nos ecossistemas de floresta primária e pastagens na Amazônia central**. Belém: EMBRAPA-CPATU, 1989. 26p. (EMBRAPA-CPATU. Boletim de Pesquisa, 66)
- URURAHY, J.C.; COLLARES, J.E.R.; SANTOS, M.M.; BARRETO, R.A.A. **Vegetação – As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos. Estudos fitogeográfico. Projeto RADAM-BRASIL**, v.32, p.588-589, 1983.
- VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.19, n.6, p. 703-707, June 1987.
- VETTORI, L. **Métodos de análises do solo**. Rio de Janeiro:Ministério da Agricultura, 1969. 24p. (Boletim Técnico, 7)
- WARDLE, D.A. A comparative assessment of factors with influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. **Biology Review**, Cambridge, v.67, p.321-358, 1992.
- WARDLE, D.A.; PARKINSON, D. Interactions between microclimatic variables and the soil microbial biomass. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.9, n.3, p.273-280, 1990.

ZONTA, E.P.; MACHADO, A.A.; SILVEIRA-JÚNIOR, P. **Sistema de análise estatística para microcomputadores (Sanest)**. Pelotas: UFPel - Departamento de Matemática e Estatística, 1984. 151p.

CAPÍTULO 3

ATIVIDADE ENZIMÁTICA EM DUAS CRONOSSEQUÊNCIAS DE REABILITAÇÃO DE SOLO EM DE ÁREAS DE MINERAÇÃO BAUXITA

RESUMO

CARNEIRO, M.A.C. *Atividade enzimática em duas cronosssequências de reabilitação de solo em de áreas de mineração bauxita*. Lavras: UFLA, 2000. Cap. 3, 28p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)¹

A atividade enzimática do solo exerce um importante papel na funcionalidade do ecossistema, pois é fundamental para catalisar inúmeras reações necessárias para a manutenção da atividade microbiana. Por ser sensível às alterações ambientais no solo, esta pode indicar alterações promovidas por atividades antrópicas, como a mineração, e fornecer indicações sobre o estado de reabilitação destas áreas. O objetivo deste estudo foi de avaliar a atividade da β -glicosidase, da urease, da fosfatase ácida e da hidrólise do diacetato de fluoresceína em duas cronosssequências de reabilitação em áreas de mineração de bauxita. O estudo foi desenvolvido em áreas pertencentes a Alcoa S/A localizada em Poços de Caldas (MG) em duas cronosssequências de reabilitação, no campo (recém-mineradas; braquiária 2 anos; eucaliptos 4 anos; capim azevém 5 anos; capim gordura 10 anos; eucaliptos 18 anos; bracatinga 19 anos e a referências, sem alterações antrópicas) e na serra (recém-mineradas; - capim gordura, guandú e espécies arbórea 2 anos; braquiária, guandú e espécies arbórea 3 anos; bracatinga 7 anos; espécies nativas 10 anos; bracatinga 15 anos; eucaliptos 18 anos; espécies nativas 19 anos e a referências). As amostras de solos foram conduzidas para o laboratório e estimada a atividade da urease (URE), a β -glicosidase (BGL), a fosfatase ácida (FAC) e a hidrólise do diacetato de fluoresceína (DAF). Tanto para as áreas de campo como para as da serra a atividade da BGL, FAC, URE e DAF foram severamente afetada pela mineração e após a reabilitação a atividade da URE e da FAC retornaram a valores semelhantes ao solo sem alterações (referência). A atividade da BGL e a hidrólise do DAF foram mais sensíveis às alterações provocadas pela mineração e somente após 18 anos no campo e 10 anos na serra é que a atividade destas voltaram ao original. Os resultados evidenciam os feitos negativos da mineração e demonstram melhorias nas áreas reabilitadas.

¹ Orientadores: José Oswaldo Siqueira e Fátima M.S. Moreira

ABSTRACT

CARNEIRO, M.A.C. Enzymatic activity in two rehabilitation chronosequences in Bauxite mining areas. Lavras: UFLA, 2000. Cap. 3, 28p. (Thesis – Doctorate in Soil and Plant Nutrition)¹

Enzyme activity plays a crucial role in ecosystem functionality by catalyzing all biochemical reactions required for microbial maintenance and activity in soils. They are sensitive to shift in soil conditions such as those caused by mining and them can be used as indicators of the rehabilitation degree in minespoils. In this study developed at mining areas of ALCOA S/A in Poços Caldas (MG) activity of urease (URE), β -glicosidase (BGL), acid phosphatase (FAC) and fluorescein diacetate hydrolysis (FDA) were evaluated in two chronosequences: one at the "campo" region and the other one at the "serra" region. In both regions sites ranging from newly-mined non-rehabilitated to undisturbed references, were selected for sampling and *in situ* evaluation. Rehabilitated sites with different ages ranging from two up to nineteen years were included, in addition to both reference sites (non-rehabilitated). The study includes a total of 15 sites from where samples were taken at 0-10 cm and 10-20 cm depth and all four seasons. All sites were replicated three times per sampling. Soil samples were analyzed for their enzyme activity (urease – URE, β -glicosidase -BGL, acid phosphatase – FAC, and fluorescein diacetate hydrolysis – FDA). At both sites, activity of URE, BGL, FAC and FDA were severely affected by bauxite mining. After rehabilitation activity of urease and acid phosphatase reached the value of the reference undisturbed soil. β -Glicosidase and FDA activity were the most affected by mining disturbance and only returned to reference value after 18 years of rehabilitation in the "campo" site and 10 years in "serra". The data indicate that these parameters of soil microbial activities are good indicators of shifts in soil quality after mining and for monitoring rehabilitation of bauxite minespoils.

¹ Advisers: José Oswaldo Siqueira and Fátima M.S. Moreira

1 INTRODUÇÃO

A atividade enzimática do solo exerce um importante papel na funcionalidade do ecossistema, pois é fundamental para catalisar inúmeras reações necessárias para a manutenção da atividade microbiana, decomposição de resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes e formação da matéria orgânica do solo (Nannipieri, Greco e Ceccanti, 1990; Dick, Breakwell e Turco, 1996). As fontes primárias de enzimas no solo são as células microbianas, embora plantas e animais também possam produzir e liberar as enzimas (Kiss, Dragan-Bularda e Radulescu, 1975). No solo, onde estas sofrem inúmeras transformações e interações, podem ser imediatamente metabolizadas pelos microrganismos ou associar-se física ou quimicamente aos colóides ou substâncias húmicas do solo, o que as torna estáveis e inacessíveis a inibidores e extratores (Burns, 1983).

Atualmente a atividade enzimática é considerada como um indicador da qualidade de solo (Dick, 1994) devido à sua participação nos processos biológicos e bioquímicos fundamentais para manutenção da sustentabilidade e funcionalidade do ecossistema. A atividade enzimática pode indicar alterações sobre processos metabólicos específicos e, juntamente com outras medidas (evolução de CO₂, por exemplo), pode contribuir para uma melhor compreensão sobre o efeito de agroquímicos, práticas de cultivo, fatores ambientais sobre a atividade microbiana do solo (Skujins, 1978; Nannipieri, 1994; Melo, 1988; Marchiori-Júnior e Melo, 1999), como estratificador de ambientes (Kulinska, Camargi e Drozdowicz, 1982; Klein, Sorensen e Redente, 1985), no monitoramento das alterações que ocorrem no solo devido a fatores antropogênicos, como poluição do solo com metais pesados (Tyler, 1974; Melo, 1988; Chander e Brookes, 1991; Chander, Brookes e Harding, 1995; Kandeler, Kampichler e Horak, 1996) e em solos que sofreram mineração e foram

reabilitados (Clark e Clark, 1981; Klein, Sorensen e Redente, 1985; Kiss, Dragan-Bularda e Pasca, 1993).

As enzimas do solo são agrupadas, conforme sua função no solo, em oxi-redutases, hidrolases, transferases, liases, isomerases e ligases (Moreira e Siqueira, 2000), e dentre estes grupos, as oxi-redutases e hidrolases parecem predominar no solo. As hidrolases são enzimas extracelulares que transformam macromoléculas em pequenos compostos, e a despolimerização, de carboidratos e proteínas com a mineralização de seus produtos (C e N) é de especial importância no ciclo biológico do carbono e nitrogênio do solo (Burns, 1983). Neste grupo, encontram-se a β -glicosidase, a urease e a fosfatase. A β -glicosidase catalisa a hidrólise de glicosídeos, sendo o produto desta hidrólise importante fonte de energia para os microrganismos do solo (Tabatabai, 1994). Esta enzima geralmente correlaciona-se positivamente com o teor de carbono orgânico do solo (Eivazi e Tabatabai, 1988) e é um discriminador sensível dos efeitos do manejo em um curto espaço de tempo, < 2 anos (Bandick, Miller e Dick, 1994).

A urease é amplamente distribuída na natureza, sendo produzida pelos microrganismos, plantas e animais (Alef e Nannipieri, 1995). A urease participa da hidrólise da uréia e libera a amônia, que é absorvida pelas plantas e microrganismos do solo e está intimamente ligada à eficiência da adubação nitrogenada, principalmente quando se utiliza uréia como fonte.

A fosfatase participa do ciclo do fósforo, promovendo a liberação do P na forma iônica ($H_2PO_4^-$), que é utilizado pelas plantas e microrganismos. Ela catalisa a hidrólise dos ésteres de fosfato e é uma enzima relativamente de larga especificidade, capaz de agir com um grande número de diferentes substratos, mas com taxas (velocidade) diferentes (Eivazi e Tabatabai, 1977).

Uma outra determinação que pode indicar o potencial enzimático do solo é a hidrólise do diacetato de fluoresceína (DAF) devido ao grande número

de enzimas que é capaz de hidrolisar, este substrato como proteases, lipases e esterases, segundo metodologia desenvolvida por Schnürer e Roswall (1982). Estas enzimas são encontradas em grandes quantidades nos decompositores primários, como as bactérias e fungos (Soderstrom, 1977; Lundgren, 1981), e podem indicar o tamanho da biomassa microbiana ativa do solo.

Devido à participação em reações chave, a β -glicosidase, urease, fosfatase ácida e o DAF indicam a qualidade do solo (Dick, Breakwell e Turco, 1996) e podem indicar o grau de reabilitação de áreas mineradas. Em áreas de minas abandonadas na Inglaterra e revegetadas naturalmente com plantas tolerantes a contaminações de Zn e Pb (*Festuca* e *Agrotis*), observaram-se alta atividade enzimática em relação à outra área não revegetada, indicando que está havendo uma destoxicação do solo (Clark e Clark, 1981). Stroo e Jencks (1982) verificaram, em solos de mineração de carvão abandonada há vários anos, que a atividade enzimática da fosfatase e urease foram afetadas pela mineração quando comparada com solo não alterado, mesmo após 20 anos de revegetação. Resultado semelhante também foi encontrado em solos abandonados após a mineração de carvão na Ucrânia (Kiss, Dragan-Bularda e Pasca, 1993).

(Em áreas degradadas pela erosão na Espanha, Garcia e Hernandez (1997) verificaram que a fosfatase, a urease e a β -glicosidase foram as mais afetadas. Resultados semelhantes foram observados em solos degradados da Nigéria, sendo consideradas indicadoras da qualidade do solo (Wick, Kühne e Vlek, 1998).) Portanto, a atividade enzimática é afetada pelas alterações promovida pela mineração e a quantificação desta atividade pode fornecer indicações sobre o estado de reabilitação destas áreas. Não há dados referentes à atividade enzimática em áreas de mineração de bauxita, o que justifica a realização do presente trabalho, além de fornecer informações sobre o grau de reabilitação e sustentabilidade das diferentes áreas estudadas.

O objetivo deste estudo foi avaliar a atividade da β -glicosidase, da urease, da fosfatase ácida e a hidrólise do DAF em duas cronosseqüências de reabilitação de solo em áreas de mineração de bauxita.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido em áreas pertencentes à Companhia Geral de Minas, subsidiária da Alcoa S/A, que extrai bauxita. As áreas estudadas, assim como as épocas de amostragens, processamento e armazenamento das amostras foram realizadas como já descrito no capítulo 2. Todas as amostras foram analisadas para as características físicas e químicas conforme metodologias e os resultados estão apresentados no capítulo 2.

Para as análises bioquímicas, após a coleta as amostras foram armazenadas em geladeira (4°C) por um período máximo de três semanas. Para a quantificação da fosfatase, da urease e da hidrólise do DAF, foram realizadas 4 amostragens, na seguinte ordem: 21/09/98 (inverno); 21/03/99 (verão); 21/06/99 (outono) e 21/12/99 (primavera). A determinação da atividade da β -glicosidase só foi realizada no outono e na primavera.

2.1 Hidrólise do diacetato de fluoresceína (DAF)

Este método é baseado na hidrólise do diacetato de fluoresceína por células microbianas viáveis (Dick, Breakwell e Turco, 1996; Diack, 1997). A solução contendo diacetato de fluoresceína possui uma coloração transparente. Quando é hidrolisada, a fluoresceína é ativada, a solução adquire uma tonalidade verde-amarelado brilhante, o que permite sua quantificação espectrofotométrica. Pesaram-se 3 g de solo úmido em um tubo com capacidade para 100 mL,

adicionando-se 50 ml da solução tampão (Na_3PO_4 a pH 7,0) com a fluoresceína (10 mg de $\text{C}_{24}\text{H}_{16}\text{O}_7$ (Sigma, F-7378), por litro de solução tampão) incubando sob rotação a 35°C por 24 horas. Após este período, adicionaram-se 2 mL de acetona (50% v/v) para interromper a reação. Centrifugou-se a suspensão a 3.840 rotações por minutos por 5 minutos, filtrou-se o sobrenadante com papel de filtro Whatman nº 42, mensurando o substrato em espectrofotômetro a 490 nm. As amostras controle seguiram os mesmos procedimentos descritos acima, exceto a adição de substrato (fluoresceína). Para obter a concentração de fluoresceína produzida nas amostras, utilizaram-se soluções com concentrações de 0, 100, 200, 300, 400, e 500 mg L^{-1} de fluoresceína ($\text{C}_{20}\text{H}_{10}\text{Na}_2\text{O}_5$; Sigma F6377). O resultado é expresso em mg de fluoresceína por grama de solo seco por dia.

2.2 Atividade da β -Glicosidase (EC 3.2.1.21)

O método é baseado na determinação colorimétrica do p -nitrofenol liberado pela β -glicosidase, quando o solo é incubado com tampão (pH 6) p -nitrofenil- β -D-glucosídeo (PNG) (Eivazi e Tabatabai, 1988). Pesou-se 1 g de solo em um erlenmeyer de 50 mL, adicionaram-se 0,25 mL de tolueno, 4 mL do tampão (pH 6), 1 mL da solução de PNG ($0,05 \text{ mol L}^{-1}$), agitou-se o frasco por alguns segundos para misturar o conteúdo e, após o fechamento, incubou-se por 1 hora a 37°C (estufa incubadora). Após este período, adicionaram-se 1 mL de CaCl_2 ($0,5 \text{ mol L}^{-1}$) e 4 mL do tampão THAM (tris(hidroximetil)aminometan: $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ a pH 12), agitou-se por alguns segundos e filtrou-se em papel de filtro (Whatman nº 42). A solução adquiriu uma coloração amarelada e a leitura foi realizada em espectrofotômetro a 410 nm. As amostras controle seguiram o mesmo procedimento, exceto para a adição de PNG, que foi colocado somente após a adição do THAM (pH 12). A concentração é obtida através de leitura em

soluções de concentrações de 0, 10, 20, 30, 40 e 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ de *p*-nitrofenol. O resultado é expresso em $\mu\text{g p-nitrofenol}$ por grama de solo seco por hora.

2.3 Atividade da Fosfatase ácida (EC 3.1.3)

A mensuração da atividade da fosfatase é baseada na leitura em espectrofotômetro do *p*-nitrofenol resultante da atividade enzimática da fosfatase ácida, conforme descrito em Dick, Breakwell e Turco (1996). Em 1 g de solo foram adicionadas as seguintes soluções: 0,2 mL de tolueno, 4 mL de tampão (pH 6,5) e 1 mL de *p*-nitrofenil-fosfato (PNF: 0,05 mol L^{-1} ; Sigma 104). A mistura é colocada em banho-maria (37°C) por um período de uma hora, e após este período, interrompe-se a reação adicionando 1 mL de CaCl_2 (0,5 mol L^{-1}) e 4 mL de NaOH (0,5 mol L^{-1}), agitando a solução por alguns minutos e filtrando em papel de filtro (Whatman nº 42). Assim como a β -glicosidase, a solução adquire uma coloração amarelada e a leitura é feita em espectrofotômetro a 410 nm. As amostras controle seguiram o mesmo procedimento, exceto para a adição de PNF, que foi colocado somente após a adição do CaCl_2 e do NaOH. A concentração é obtida através de leitura em soluções de concentrações 0, 10, 20, 30, 40 e 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ de *p*-nitrofenol e o resultado expresso em $\mu\text{g de p-nitrofenol}$ por grama de solo seco por hora.

2.4 Atividade da Urease (EC 3.5.1.5)

A atividade da urease foi determinada pelo método descrito por Tabatabai e Bremner (1972), que se baseia na determinação da amônia liberada após a incubação do solo com uma solução de uréia por 2 horas a 37°C. Pesaram-se 5 g de solo, adicionando-se 0,2 mL de tolueno, 9 mL de tampão (pH 9) e 1 mL de solução com uréia (0,2 mol L^{-1}), incubando por 2 horas em uma

estufa incubadora a uma temperatura de 37°C. Após este período, adicionaram-se 40 mL de KCl-Ag₂SO₄ para interromper a reação. Da solução, pipetaram-se 20 mL, que foram levados a um microdestilador, adicionando-se 0,2 g de MgO (Keeney e Nelson, 1982). No microdestilador, o destilado foi recolhido em um béquer com solução de ácido bórico, contendo como indicadores o vermelho de metila e o verde de bromocresol, sendo titulado com solução padronizada de H₂SO₄ (0,005 mol L⁻¹). Para cada amostra foi feita amostra controle, sendo que a uréia foi adicionada somente após a solução de KCl-Ag₂SO₄. A atividade da urease foi expressa em mg N-NH₄⁺ por grama de solo seco por hora.

2.5 Análise estatística

Os resultados foram analisados estatisticamente através da análise de variância segundo esquema de parcela sub-dividida, com três repetições. Os tratamentos foram considerados como sendo 8 (no campo) e 9 (na serra) e os sub-tratamentos, as duas profundidades (0-10 cm e 10-20 cm). Todas as determinações foram realizadas em duplicata, sendo a média o valor utilizado para análise estatística. Para valores de F significativo ($P \leq 0,05$) empregou-se o teste de Duncan para comparação das médias e o programa estatístico utilizado foi o Sanest (Zonta, Machado e Silveira-Júnior, 1984). Para as correlações lineares (Pearson), foi empregado o Sistema de Análises Estatísticas e Genéticas (SAEG-UFV).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A atividade da β -glicosidase diferiu entre as áreas amostradas, entre as profundidades de amostragem e a interação entre área e profundidade foi

significativos nas duas épocas amostradas (Tabela 1). No campo, amostras da primavera e superficiais (0-10 cm) apresentaram maior atividade da β -glicosidase nas áreas RF, B19, E18 e E4 não diferindo entre si, e menor atividade ocorreu nas áreas reabilitadas com SR0, BG2 e CA5, sendo que, na sub-superfície (10-20 cm), observou-se a mesma tendência, com exceção da área BG2, que não diferiu das áreas RF, B19, E18 e E4 (Tabela 2). Nota-se que, nesta época, somente as áreas E18 e E4 apresentaram maior atividade da β -glicosidase na superfície e as áreas BG2 e CA5, na sub-superficiais.

No outono, somente a área SR0 diferiu estatisticamente das demais na profundidade de 0 a 10 cm e não houve diferença significativa entre as áreas em amostras sub-superficiais.

Na serra, assim como observado no campo, a atividade da β -glicosidase foi menor em área sem reabilitação e maior na superfície do solo em todas as áreas, na primavera, com exceção da SR0 e GG2. No outono, somente as áreas GG2, M10 e M19 apresentaram maior atividade na superfície, diferindo estatisticamente das amostras sub-superficiais (Tabela 2). Outro fato interessante é a maior atividade da β -glicosidase na primavera em relação ao outono, independente dos ambientes (campo e serra), variando de 1.200 para 785 no campo e de 2.206 para 693 $\mu\text{g PNF g solo}^{-1} \text{ h}^{-1}$ na serra, na primavera e no outono, respectivamente, na área referência e na profundidade de 0 a 10 cm. Isto se deve ao fato de, na primavera, ocorrer uma maior concentração de carbono orgânico, como visto no capítulo anterior, que serve de substrato para a atividade desta enzima.

Estudos realizados na Índia demonstraram influência da variação sazonal na atividade da β -glicosidase em solos sob florestas, sendo encontrados valores superiores nas estações primavera-verão, em relação ao outono-primavera (Raskin, Rosenplaenter e Huttermann, 1988), o que confirma os resultados encontrados neste estudo.

TABELA 1. Resumo das análises de variâncias nas quatro épocas amostradas para as enzimas avaliadas nas duas áreas em estudo.

Variável	Inverno			Primavera			Verão			Outono		
	A ¹	P	AxP	A	P	AxP	A	P	AxP	A	P	AxP
	Campo											
β-glicosidase	Não determinado			*	**	**	Não determinado			**	*	**
Fosfatase	*	Ns	Ns	**	*	**	**	Ns	Ns	**	**	**
Urease	**	Ns	Ns	**	*	Ns	**	**	Ns	**	Ns	Ns
DAF	**	*	Ns	**	Ns	Ns	**	**	*	**	**	**
	Serra											
β-glicosidase	Não determinado			**	**	**	Não determinado			**	**	**
Fosfatase	**	Ns	Ns	**	**	**	**	Ns	Ns	**	*	Ns
Urease	**	Ns	Ns	Ns	Ns	Ns	**	**	Ns	**	Ns	Ns
DAF	**	Ns	Ns	**	Ns	**	**	*	Ns	**	**	*

¹A - área e P - profundidade. *,** e ns - efeito significativo ao nível de 5, 1% e não significativo, respectivamente, de probabilidade pelo teste de F.
DAF - Hidrólise do diacetato de fluoresceína.

TABELA 2. Atividade da β -glicosidase ($\mu\text{g PNF g solo}^{-1} \text{h}^{-1}$) nas áreas de campo e serra, nas duas épocas e nas duas profundidades (cm) estudadas.

Área	Outono		Primavera	
	0-10	10-20	0-10	10-20
	Campo			
SR0 ¹	250 bA	250 aA	14 dA	13 cA
BG2	677 abA	180 aB	169 cdB	697 abcA
E4	743 abA	501 aB	1164 abA	693 abcB
CA5	602 abA	142 aB	86 dB	566 bcA
CG10	481 abA	191 aB	828 bcA	538 bcA
E18	699 abA	105 aB	1830 aA	808 abB
B19	684 abA	382 aB	1565 aA	1322 aA
RF	785 aA	274 aB	1206 abA	855 abA
CV, %	26		29	
	Serra			
SR0 ²	208 bA	208 cA	43 dA	43 dA
GG2	440 abA	132 cB	618 cdA	277 bcA
BG3	602 abA	615 abA	1311 bcA	616 abcB
B7	844 aA	368 bcA	2067 abA	1287 abB
M10	803 aA	371 bcB	2442 aA	1345 aB
B15	840 aA	783 aA	2506 aA	1629 aB
E18	819 aA	660 abA	2419 aA	952 abcB
M19	842 aA	345 bcB	2002 abA	1290 abB
RF	693 abA	600 abA	2206 abA	1257 abB
CV, %	25		16	

¹ SR0 - sem reabilitação; BG2 - braquiária e guandú 2 anos; E4 - eucalipto 4 anos; CA5 - capim azevém 5 anos; CG10 - capim gordura 10 anos; E18 - eucalipto 18 anos; B19 - bracatinga 19 anos; RF - referência, sem alterações antrópicas.

² SR0 - sem reabilitação; GG2 - braquiária e guandú 2 anos; BG3 - braquiária, guandú e espécies nativas 3 anos; B7 - bracatinga 7 anos; M10 - espécies nativas 10 anos; B15 - bracatinga 15 anos; E18 - eucalipto 18 anos; M19 - bracatinga e espécies nativas 19 anos e RF - referência. PNF - p -nitrofenol. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, minúscula na coluna e maiúscula na linha (dentro de cada época), pelo teste de Duncan ao nível 5%.

O produto da hidrólise da β -glicosidase é importante fonte de energia para os microrganismos do solo (Tabatabai, 1994) e para o ciclo do carbono (Eivazi e Tabatabai, 1988; Dick, Breakwell eTurco, 1996). Verificou-se estreita correlação significativa entre a atividade da β -glicosidase e o carbono orgânico e o carbono da biomassa microbiana nas duas épocas amostradas, sendo maior na superfície do solo (Tabelas 3 e 4). Isto é devido ao fato dos compostos orgânicos de pequenos pesos moleculares, como açúcares, serem utilizados como substrato por esta enzima e, como conseqüência, haver maior fornecimento de energia para os microrganismos do solo que aumentam sua biomassa, corroborando outros estudos (Eivazi e Tabatabai, 1988; Dick, Breakwell e Turco, 1996). Observou-se correlação significativa negativa com o qCO_2 no campo e serra nas duas profundidades, exceto para amostras sub superficiais da primavera (Tabelas 3 e 4), o que indica que em ambiente estressantes, a atividade da β -glicosidase é afetada, podendo comprometer a sustentabilidade do sistema solo. A β -glicosidase também foi afetada em solos degradados pela erosão, com a utilização de várias estratégias de reabilitação do solo, esta enzima foi a mais sensível para identificar melhorias no solo (Garcia e Hernardes, 1997; Wick, Kühne e Vlek, 1998).

Nos resultados encontrados neste estudo, verificou-se que há uma relação entre a atividade desta enzima e o estágio de reabilitação da área. Considerando as idades de reabilitação e os resultados da atividade da β -glicosidase em cada área, verificou-se correlação significativa entre estas características ($r=0,41^*$ e $r=0,51^{**}$ no campo e $r=0,64^{**}$ e $0,58^{**}$ na serra, para outono e primavera, respectivamente, na superfície do solo), indicando que quanto maior a idade de reabilitação, maior a atividade da β -glicosidase.

TABELA 3. Correlações de Pearson nas diferentes épocas e entre variáveis estudadas nas áreas de campo.

Variável	Inverno			Verão			Outono			Primavera				
	Fosf ¹	Uase	DAF	Fosf	Uase	DAF	βGI	Fosf	Uase	DAF	βGI	Fosf	Uase	DAF
0-10 cm														
N	0,73**	-0,27ns	0,75**	-0,36ns	0,13ns	0,21ns	0,57**	0,73**	0,68**	-0,01ns	0,43*	0,09ns	0,09ns	0,37*
BM-N	0,45*	-0,01ns	0,66**	0,01ns	0,59**	0,62**	0,67**	0,71**	0,53**	-0,52**	0,35*	0,24ns	-0,03ns	0,41*
C-ORG	0,75**	-0,34ns	0,90**	0,19ns	0,77**	0,84**	0,83**	0,76**	0,87**	-0,13ns	0,59**	0,14ns	0,04ns	0,50**
BM-C	0,27ns	0,20ns	0,44*	-0,15ns	0,52**	0,37*	0,70**	0,70**	0,77**	0,04ns	0,83**	0,59**	0,07ns	0,76**
Resp	0,56**	-0,27ns	0,50*	0,09ns	0,43*	0,17ns	0,72**	0,65**	0,55**	0,30ns	0,01ns	-0,45*	-0,07ns	-0,07ns
qCO ₂	0,02ns	-0,35*	-0,09ns	0,17ns	-0,39*	-0,38*	-0,78**	-0,83**	-0,43*	0,09ns	-0,74**	-0,93**	-0,11ns	-0,92**
10-20 cm														
N	0,64**	-0,34ns	0,85**	-0,64**	0,19ns	0,34ns	0,27ns	0,84**	0,55**	-0,30ns	0,23ns	0,65**	0,57**	0,74**
BM-N	0,52**	-0,21ns	0,72**	-0,07ns	0,48**	0,44*	0,47*	0,58**	0,41*	-0,58**	0,34ns	0,36*	0,42*	0,29ns
C-ORG	0,33ns	-0,55**	0,62**	-0,07ns	0,81**	0,84**	0,63**	0,93**	0,88**	-0,08ns	0,16ns	0,61**	0,61**	0,72**
BM-C	0,39*	0,12ns	0,47*	-0,77**	0,08ns	0,42*	0,44**	0,67**	0,68**	0,35ns	0,07ns	0,44*	0,39*	0,64**
Resp	0,14ns	-0,05ns	0,29ns	0,07ns	0,35*	-0,03ns	0,45*	0,66**	0,50*	0,15ns	0,08ns	0,12ns	0,37*	0,22ns
qCO ₂	-0,39*	-0,11ns	-0,27ns	0,23	0,29ns	-0,03ns	-0,76**	-0,71**	-0,65**	-0,28ns	0,07ns	-0,54**	-0,13ns	-0,61**

¹ Fosf: fosfatase ácida; Uase: urease; DAF: hidrólise do diacetato de fluoresceína; βGI: β-glicosidade. ns: não significativo; *, ** significativo ao nível de 5 e 1% de probabilidade.

TABELA 4. Correlações de Pearson nas diferentes épocas e variáveis estudadas na serra.

Variável	Inverno			Verão			Outono				Primavera				
	Fosf ¹	Uase	DAF	Fosf	Uase	DAF	βGI	Fosf	Uase	DAF	βGI	Fosf	Uase	DAF	
	0-10 cm														
N	0,38*	0,45*	-0,22ns	-0,68**	0,68**	0,87**	0,65**	0,52**	0,75**	0,77**	0,73**	0,47**	0,57**	0,58**	
BM-N	0,44*	0,28ns	0,05ns	-0,06ns	0,54**	0,40*	0,52**	0,37*	0,64**	0,60**	0,08ns	0,26ns	0,17ns	0,22ns	
C-ORG	0,50**	0,61**	-0,06ns	-0,30ns	0,74**	0,85**	0,68**	0,56**	0,73**	0,82**	0,74**	0,54**	0,52**	0,72**	
BM-C	0,18ns	0,33ns	-0,34ns	-0,26ns	0,16ns	0,23ns	0,71**	0,66**	0,73**	0,79**	0,78**	0,61**	0,60**	0,64**	
Resp	0,54**	0,53**	-0,14ns	-0,05ns	0,37*	0,40*	0,60**	0,52**	0,53**	0,49**	0,55**	0,38*	0,59**	0,51**	
qCO ₂	0,32ns	0,07ns	0,19ns	0,05ns	0,04ns	-0,19ns	-0,61**	-0,68**	-0,62**	-0,75**	-0,69**	-0,77**	-0,33*	-0,65**	
	10-20 cm														
N	0,72**	0,61**	0,21ns	-0,42*	0,67**	0,76**	0,84*	0,75**	0,85**	0,87**	0,44*	0,45**	0,14ns	0,61**	
BM-N	0,60**	0,57**	0,23ns	-0,43*	0,31ns	0,67**	0,55**	0,50**	0,46**	0,55**	0,23ns	0,26ns	0,15ns	0,44**	
C-ORG	0,67**	0,44*	0,07ns	-0,67**	0,68**	0,85**	0,78**	0,70**	0,91**	0,85**	0,51**	0,60**	0,36*	0,79**	
BM-C	0,35*	0,27ns	0,16ns	-0,39*	0,01n	0,32ns	0,37*	0,48**	0,61**	0,62**	0,21ns	0,60**	0,12ns	0,67**	
Resp	0,70**	0,64**	0,32ns	-0,07ns	-0,12ns	0,06ns	0,45**	0,50**	0,31ns	0,22ns	0,50**	0,57**	0,46**	0,54**	
qCO ₂	0,19ns	0,24ns	0,22ns	0,56**	-0,34*	-0,54**	-0,60**	-0,68**	-0,64**	-0,68**	0,13ns	-0,04ns	0,37**	-0,18ns	

¹ Fosf: fosfatase ácida; Uase: urease; DAF: hidrólise do diacetato de fluoresceína; βGI: β-glicosidade. ns: não significativo; *, ** significativo ao nível de 5 e 1% de probabilidade.

Para a fosfatase ácida, no campo, verificou-se que no inverno e verão houve diferença significativa somente para as áreas, e na primavera e outono houve, efeito para áreas, para profundidades e interação entre áreas e profundidades (Tabela 1). De modo geral, a fosfatase ácida não foi sensível o bastante para mostrar diferenças entre as áreas de várias idades (Tabela 5). Verificou-se, em todas as épocas amostradas, que somente houve diferença estatística entre a área recém-minerada e as demais e que somente na área de eucalipto com 18 anos e capim gordura com 10 anos houve maior atividade na superfície (0-10 cm) na primavera, sendo que, no outono, a área com bracatinga 19 anos apresentou maior atividade na sub-superfície (10-20 cm). Observou-se correlação significativa entre a atividade da fosfatase ácida e o nitrogênio orgânico e o carbono orgânico no inverno, entre nitrogênio e carbono da biomassa microbiana no outono (Tabelas 3 e 4). Resultados semelhantes foram encontrados por Stroo e Jencks (1985) em área sob mineração de carvão, verificando correlação significativa entre o teor do carbono e o nitrogênio e a atividade da fosfatase. Ainda no outono, houve correlação negativa entre atividade da fosfatase ácida e qCO_2 e positiva com a cronosequência ($r=0,61^{**}$), demonstrando que quanto maior a atividade, menor estresse e mais estável é o ambiente.

Na serra, a fosfatase ácida foi afetada somente pela área no inverno e no verão, pela área e profundidade no outono e pela área, profundidade e interação na primavera (Tabela 1). Verificou-se que a área recém-minerada foi a que apresentou menor atividade desta enzima, como também verificado no campo nas duas profundidades estudadas (Tabela 5). Amostras de superfície foram maiores somente nas áreas B7 e GG2 na primavera. Verificou-se correlação entre a atividade da fosfatase ácida e nitrogênio orgânico, carbono orgânico no inverno, outono e primavera, respectivamente, e entre carbono da biomassa microbiana no outono e na primavera, respectivamente.

TABELA 5. Atividade da fosfatase ácida ($\mu\text{g PNF g solo}^{-1} \text{ h}^{-1}$) nas áreas de campo e serra, nas quatro épocas e nas duas profundidades (cm) estudadas.

Área	Inverno	Verão	Outono		Primavera	
			0-10	10-20	0-10	10-20
Campo						
SR0 ¹	—	9 b	250 cA	251 bA	138 bA	136 bA
BG2	643 b	190 b	1261 aA	1328 aA	855 aA	917 aA
E4	854 ab	944 a	1188 aA	1119 aA	974 aA	823 aA
CA5	896 ab	958 a	1215 aA	1375 aA	820 aA	839 aA
CG10	800 ab	943 a	1209 aA	1203 aA	979 aA	536 aB
E18	982 ab	950 a	1179 aA	1111 aA	1136 aA	677 aB
B19	1023 a	920 a	715 bB	1261 aA	1050 aA	924 aA
RF	814 ab	964 a	1188 aA	1252 aA	809 aA	671 aA
CV, %	12	6	11		17	
Serra						
SR0 ²	—	11 b	82 b		14 bA	14 dA
GG2	48 b	955 a	440 a		1250 aA	585 cB
BG3	966 a	952 a	856 a		1177 aA	1155 abA
B7	1082 a	944 a	872 a		1246 aA	934 bcB
M10	995 a	981 a	1020 a		1214 aA	1189 abA
B15	1041 a	904 a	986 a		1100 aA	1134 abA
E18	942 a	897 a	819 a		1190 aA	1084 abA
M19	1020 a	873 a	945 a		1186 aA	1034 abA
RF	923 a	906 a	974 a		1134 aA	1128 abA
CV, %	8	5	14		10	

¹ SR0 - sem reabilitação; BG2 - braquiária e guandú 2 anos; E4 - eucalipto 4 anos; CA5 - capim azevém 5 anos; CG10 - Capim gordura 10 anos; E18 - Eucalipto 18 anos; M19 - bracatinga 19 anos; RF - referência, sem alterações antrópicas.

² SR0 - sem reabilitação; GG2 - braquiária e guandú 2 anos; BG3 - braquiária, guandú e espécies nativas 3 anos; B7 - bracatinga 7 anos; M10 - espécies nativas 10 anos; B15 - bracatinga 15 anos; E18 - eucalipto 18 anos; M19 - bracatinga e espécies nativas 19 anos e RF - referência. PNF - p-nitrofenol. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, minúscula na coluna e maiúscula na linha (dentro de cada época), pelo teste de Duncan ao nível 5%.

A atividade da fosfatase foi utilizada no monitoramento de áreas em reabilitação pela mineração do manganês, e esta foi severamente afetada, apresentando, em relação à área adjacente não minerada, 20% da atividade em áreas não reabilitada e 60% em áreas reabilitadas com gramíneas e leguminosas (Stroo e Jencks, 1982). Ainda neste estudo, também foi verificada alta relação

entre a atividade da fosfatase e a concentração de carbono e nitrogênio orgânico, de forma semelhante aos dados aqui obtidos. Em áreas sob mineração de manganês na Geórgia, EUA, a fosfatase foi altamente afetada pela mineração, apresentando somente 28% da atividade de uma área adjacente, não minerada, e quando revegetadas com gramíneas e leguminosas, apresentaram aumento da atividade da fosfatase promovido pela vegetação (Kiss, Dragan-Bularda e Pasca, 1993), pois a fosfatase também é produzida pelas plantas (Ross et al., 1982). Em nosso estudo, a fosfatase não conseguiu estratificar o ambiente, ocorrendo uma uniformidade entre as áreas, tanto da serra como do campo.

No campo, a atividade da urease foi afetada pelo fator área em todas as épocas de amostragem, a profundidade somente na primavera e verão e não houve interação em qualquer época estudada (Tabela 1). Verifica-se que, no inverno, áreas reabilitadas com eucalipto (E4 e E18) foram as que apresentaram menores atividades da urease e que, no verão e outono, foi a área recém-minerada (Tabela 6). Observou-se correlação somente no verão e outono entre a atividade da urease e o nitrogênio orgânico, carbono orgânico, nitrogênio da biomassa microbiana, carbono da biomassa microbiana e correlação negativa com qCO_2 . Ainda, observou-se correlação significativa entre a atividade e o tempo de reabilitação ($r=0,72^{**}$) no verão e outono.

Já na serra, observou-se efeito de área e profundidade no verão, somente de área nas épocas do inverno e outono e não houve interação entre os fatores estudados (Tabela 1). Assim como observado no campo, no inverno verificou-se uma menor atividade em área de eucaliptos (Tabela 6). As áreas SR0, GG2 e BG3 apresentaram menor atividade da urease, diferindo das demais no verão e outono. Mesmo não sendo significativos, as áreas SR0 e GG2 apresentaram menores valores na primavera, significando que mesmo após dois anos de reabilitação, esta área ainda encontram-se afetadas pela mineração (Tabela 6). Encontrou-se correlação significativa entre a atividade da urease e o nitrogênio

orgânico, carbono orgânico, nitrogênio da biomassa microbiana e carbono da biomassa microbiana (Tabelas 3 e 4).

TABELA 6. Atividade da urease ($\mu\text{g N-NH}_4^+ \text{ g solo}^{-1} \text{ h}^{-1}$) nas áreas de campo e serra e nas quatro épocas estudadas.

Área	Inverno	Verão	Outono	Primavera
	Campo			
SR0 ¹	---	2 b	5 c	15 ab
BG2	15 a	11 a	22 bc	20 ab
E4	4 b	10 a	26 bc	24 ab
CA5	12 a	11 a	25 bc	21 ab
CG10	9 ab	13 a	29 b	16 ab
E18	4 b	10 a	33 b	13 b
B19	13 a	18 a	46 ab	23 b
RF	16 a	17 a	55 a	32 a
CV, %	23	27	20	22
	Serra			
SR0 ²	---	3 c	8 c	5 a
GG2	0,5 b	11 abc	14 c	11 a
BG3	10 ab	5 bc	24 bc	19 a
B7	18 a	12 ab	39 ab	25 a
M10	13 ab	12 ab	42 ab	22 a
B15	13 ab	16 a	43 ab	24 a
E18	9 b	12 ab	37 ab	18 a
M19	12 ab	13 ab	42 ab	19 a
RF	15 ab	18 a	54 a	19 a
CV, %	19	20	15	43

¹ SR0 - sem reabilitação; BG2- braquiária e guandú 2 anos; E4 - eucalipto 4 anos; CA5 - capim azevém 5 anos; CG10 - capim gordura 10 anos; E18 - eucalipto 18 anos; M19 - bracatinga 19 anos; RF - referência, sem alterações antrópicas.

² SR0 - sem reabilitação; GG2 - braquiária e guandú 2 anos; BG3 - braquiária, guandú e espécies nativas 3 anos; B7 - bracatinga 7 anos; M10 - espécies nativas 10 anos; B15 - bracatinga 15 anos; E18 - eucalipto 18 anos; M19 - bracatinga e espécies nativas 19 anos e RF- referência. PNF - p-nitrofenol. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, minúscula na coluna e maiúscula na linha (dentro de cada época), pelo teste de Duncan ao nível 5%.

Os resultados encontrados neste estudo foram semelhantes aos encontrados por Etereuskaya et al. (1985) citado em Kiss, Dragan-Bularda e Pasca (1993), que trabalhando com solos minerados para extração de carvão, verificaram que a atividade da urease foi extremamente afetada pela mineração. Em áreas sob mineração de zinco e chumbo na Inglaterra, a atividade da urease foi severamente afetada pela mineração, apresentando somente 0,59 mg N-NH₄⁺ 100 g de solo⁻¹ 3 h⁻¹, enquanto áreas sem alterações apresentaram 39,31 mg N-NH₄⁺ 100 g de solo⁻¹ 3 h⁻¹ (Williams, McNeilly e Wellington, 1977).

A hidrólise de fluoresceína (DAF) em áreas do campo apresentou efeito significativo somente para área na primavera, área e profundidade no inverno e área, profundidade e interação entre área e profundidade no verão e outono (Tabela 1). Observou-se que, somente no verão, nas áreas B19, E18, CG10, CA5 e E4, e no outono, em todas as áreas, com exceção da recém-minerada, apresentaram maior atividade da fluoresceína na superfície do solo em relação à sub-superfície (Tabela 7). No inverno, nota-se que as áreas E4, E18, B19 e a referência apresentaram maior atividade em relação às outras áreas, o que se deve à grande quantidade de serapilheira que estas áreas possuem, como descrito no capítulo 2, uma vez que a hidrólise do DAF está intimamente ligada aos decompositores primários, como fungos e bactérias, comprovado pela correlação significativa existente entre o DAF e carbono orgânico, nitrogênio e carbono da biomassa microbiana (Tabelas 3 e 4).

Na serra, somente houve efeito significativo da área no inverno, da interação entre área e profundidade na primavera e outono e, no verão, efeito da área e profundidade isoladamente (Tabela 1).

TABELA 7. Hidrólise do diacetado de fluoresceína (mg F g solo⁻¹ dia⁻¹) nas áreas de campo e serra, nas quatro épocas e nas duas profundidades (cm) estudadas.

Área	Inverno	Verão		Outono		Primavera	
		0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
Campo							
SR0 ¹	---	61 bA	61 bA	113 cA	113 bA		37 b
BG2	44 d	406 aA	414 aA	425 abA	262 aB		319 a
E4	192 abc	371 aA	290 aB	461 abA	330 aB		288 a
CA5	152 bc	408 aA	255 aB	432 abA	252 abB		279 a
CG10	146 c	394 aA	249 aB	377 bA	234 abB		268 a
E18	209 ab	441 aA	315 aB	475 abA	376 aB		268 a
B19	229 a	467 aA	359 aB	446 abA	353 aB		271 a
RF	184 abc	374 aA	349 aA	541 aA	339 aB		304 a
CV, %	10		13		9		11
Serra							
SR0 ²	---	125 c		125 cA	125 cA	31 bA	31 cA
GG2	64 c	308 b		414 abA	202 cB	251 aA	101 bB
BG3	629 ab	248 b		332 bA	164 cB	166 aB	277 abA
B7	753 a	338 b		435 abA	241 bcB	289 aA	202 abB
M10	734 a	461 a		519 aA	404 aB	311 aA	292 aA
B15	769 a	463 a		546 aA	381 abB	253 aA	258 abA
E18	538 ab	437 a		507 aA	367 abB	291 aA	297 aA
M19	102 bc	479 a		588 aA	401 aB	245 aA	205 abA
RF	671 a	472 a		524 aA	420 aB	289 aA	288 aA
CV, %	29		17		7		13

¹ SR0 - sem reabilitação; BG2 - braquiária e guandú 2 anos; E4 - Eucalipto 4 anos; CA5 - capim azevém 5 anos; CG10 - capim gordura 10 anos; E18 - eucalipto 18 anos; M19 - bracatinga 19 anos; RF- referência, sem alterações antrópicas.

² SR0 - sem reabilitação; GG2 - braquiária e guandú 2 anos; BG3 - braquiária, guandú e espécies nativas 3 anos; B7 - bracatinga 7 anos; M10 - espécies nativas 10 anos; B15 - bracatinga 15 anos; E18 - eucalipto 18 anos; M19 - bracatinga e espécies nativas 19 anos e RF- referência. PNF - p-nitrofenol. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, minúscula na coluna e maiúscula na linha (dentro de cada época), pelo teste de Duncan ao nível 5%.

Verificou-se que somente as áreas B7 e GG2, na primavera, e em todas, no outono, com exceção da SR0, apresentaram maior atividade na superfície do solo. Assim como a β -glicosidase, as enzimas que hidrolizam o DAF participam da decomposição de materiais orgânicos e, portanto, devido ao maior acúmulo

destes materiais na camada superficial (0-10 cm), houve uma maior ocorrência da hidrólise do DAF. A hidrólise do DAF apresentou alta correlação, no verão, outono e primavera com nitrogênio orgânico, carbono orgânico, nitrogênio da biomassa microbiana, carbono da biomassa microbiana e correlação negativa com $q\text{CO}_2$.

O DAF pode representar a atividade enzimática do solo (sistema heterotrófico do solo), pois engloba vários grupos de enzimas que atuam na decomposição de materiais orgânicos, como as proteases, lipases e esterases, liberadas pelos decompositores primários como bactérias e fungos (Dick, Breakwell e Turco, 1996). Portanto espera-se que na superfície do solo, onde ocorre a maioria dos processos de decomposição, haja uma maior atividade de hidrólise do DAF, o que não se confirmou nas amostras das épocas de inverno e primavera no campo e inverno e verão na serra.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A atividade enzimática pode refletir o grau de evolução de solos reabilitados por representar papel-chave na ciclagem de nutrientes. Neste sentido, os resultados encontrados evidenciam os efeitos negativos da mineração na atividade das enzimas estudadas e demonstram que está ocorrendo melhoria na atividade enzimática em relação às cronossequências.

As atividades da urease e fosfatase tiveram pouca variação em relação às duas profundidades estudadas, enquanto a β -glicosidase e o DAF apresentaram maior interferência da profundidade em suas atividades, sendo encontradas maiores atividades na superfície devido, principalmente, a estas participarem do processo de decomposição. Além disso, mostraram ser mais sensíveis para discriminar os ambientes estudados do que a urease e fosfatase. A não resposta tanto da urease como da fosfatase pode estar relacionada à metodologia de

determinação, que altera as condições originais do solo, principalmente de pH, o que pode ter interferido na atividade destas enzimas.

No processo de mineração há grandes perdas de carbono orgânico durante o armazenamento do solo até sua reabilitação, como visto no capítulo anterior, sendo que somente após a revegetação da área é que se inicia a entrada de carbono no solo. Com a oxidação do carbono pelos microrganismos heterotróficos para obtenção de energia, há uma perda inicial deste elemento. Com a entrada de carbono no solo, advindo da deposição da vegetação, inicia-se o processo de decomposição, que é realizado principalmente por fungos e bactérias, decompositores primários, principais produtores da β -glicosidase e das enzimas que hidrolisam o DAF. Portanto, devido ao fato da β -glicosidase e do DAF participarem do ciclo do carbono e do processo de decomposição que estão intimamente relacionados, como mostram as correlações entre estas com o carbono orgânico e a biomassa microbiana, e conseqüentemente da liberação de nutrientes para as plantas e para manter a atividade microbiana, estas fornecem indicações do grau de reabilitação e da funcionalidade do sistema.

5 CONCLUSÕES

- 1) As atividades da β -glicosidase, fosfatase ácida, urease e a hidrólise do DAF foram severamente afetadas pela mineração.
- 2) As atividades da urease e da fosfatase ácida foram afetadas pela mineração, no entanto, com a reabilitação da área, a atividade destas enzimas retornam a valores semelhantes ao solo sem alterações.
- 3) As atividades da β -glicosidase e da hidrólise do DAF foram mais sensíveis para discriminar as áreas reabilitadas, e somente após 18 anos para áreas de campo e 10 anos para áreas na mata é que houve uma recuperação da atividades destas enzimas

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEF, K.; NANNIPIERI, P. Urease activity. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (eds). **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. p. 316-320.
- BANDICK, A.; MILLER, M.; DICK, R.P. Soils enzyme stability as an indicator of soil quality. In: **Agronomy abstracts**. ASA, Madison, WI, 1994. p.292.
- ♣ BURNS, R.G. Extra cellular enzyme-substrate interactions in soil. In: SLATER, J.H.; WHITTENBURY, R.; WIMPENNY, W.T. (eds). **Microbes in their natural environments**. Cambridge: Cambridge University Press, 1983. p.249-298. (Symposium 34)
- CHANDER, K.; BROOKES, P.C. Effects of heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in a sandy loam and silty loam U.K. soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.23, n.10, p.927-932, Oct. 1991.
- CHANDER, K.; BROOKES, P.C.; HARDING, S.A. Microbial biomass dynamics following addition of metal-enriched sewage sludges to a sandy loam. **Soil Biology and Biochemistry**, v.27, n.11, p.1409-1421, Nov. 1995.
- CLARK, R.K.; CLARCK, S.C. Floristic diversity in relation to soil characteristic in lead mining complex in the Pennines, England. **New Phytologist**, London, v.87, p.799-815, 1981.
- DIACK, M. **Relationships between soil biological and chemical characteristics and surface soil structural properties for use in soil quality**. Purdue:Purdue University, 1997. 221p. (Tese de Doutorado)
- ♣ DICK, R.P. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In: DORAN et al. (ed.) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p.107-124.
- ♣ DICK, R.P.; BREAKWELL, D.P.; TURCO, R.F. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (eds). **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.247-272.

- ØEIVAZI, F.; TABATABAI, M.A. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.20, p.601-606, 1988.
- EIVAZI, F.; TABATABAI, M.A. Phosphatases in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.9, p.167-172, 1977.
- GARCIA, C.; HERNANDES, T. Biological and biochemical indicators in derelict soils subject to erosion. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.29, n.2, p.171-177, Feb. 1997.
- KANDELER, E.; KAMPICHLER, C.; HORAK, O. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. *Biology Fertility of Soil*, Berlin, v.23, n.3, p.299-306, 1996.
- KEENEY, D.R.; NELSON, D.W. Nitrogen organic forms. In: PAGE, A.L. (ed.) *Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties*. 2.ed. Madison: American Society of Agronomy/Soil Science Society of America, 1982. cap. 33, p. 643-698.
- KISS, S.; DRAGAN-BULARDA, M.; PASCA, D. Enzymology of technogenic soils. *Advances in Agronomy*, New York, v.42, p.230-278, 1993.
- KISS, S.; DRAGAN-BULARDA, M.; RADULESCU, D. Biological significance of enzymes accumulated in soil. *Advance Agronomy*, New York, v.27, p.25-87, 1975.
- KLEIN, D.A.; SORENSEN, D.L.; REDENTE, E.F. Soil enzymes: a predictor of reclamation potential and progress. In: TATE, R.L. III; KLEIN, D.A. (eds). *Soil reclamation processes: microbiological analyses and applications*. New York: Dekker, 1985. p.141-171.
- ‡ KULINSKA, D.; CAMARGO, V.L.L.; DROZDOWICZ, A. Enzyme activities in "Cerrado" soils in Brazil. *Pedobiologia*, Leirzig, v.24, n.2, p.101-107, 1982.
- LUNDGREN, B. Fluorescein diacetate as a stain of metabolically active bacteria in soil. *Oikos*, Copenhagen, v.36, p.17-22, 1981.
- MARCHIORI-JÚNIOR, M.; MELO, W.J. Carbono, carbono da biomassa microbiana e atividade enzimática em um solo sob mata natural, pastagem e cultura do algodoeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.23, n.2, p.257-263, abr./jun. 1999.

- MELO, W.J. **Enzimas no solo**. In: SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. **A responsabilidade social da Ciência do Solo**. Piracicaba, 1988. p.365-378.
- ♣NANNIPIERI, P.; GREGO, S.; CECCANTI, B. Ecological significance of the biological activity in soil. **Soil Biochemistry**, New York, v.6, p. 293-355, 1990.
- ♣NANNIPIERI, P. Productivity, sustainability and pollution. In: PARKHURST, C.E.; DOUBE, B.M.; GUPTA, V.V.; GRACE, P.R. (eds). **Soil Biota - management in sustainable farming systems**. Adelaide: CSIRO, 1994. p.238-244.
- RASKIN , N.; ROSENPLAENTER, K.; HUTTERMANN, A. Seasonal variation of enzyme activity and their dependence on certain soil factors in beech forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.20, p.637-642, 1988.
- ROMIG, D.E.; GARLYND, M. J.; HARRIS, R.F. Farmer-based assessment of soil quality: a soil health scorecard. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (eds). **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.39-60.
- ROSS, D.J.; SPEIR, T.W.; TATE, K.R.; CAIRNS, A.; MEYRICK, K.F.; PANSIER, E.A. Restoration of pasture after topsoil removal: effects on soil carbon and nitrogen mineralization, microbial biomass and enzymes activities. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.14, p.575-581, 1982.
- SCHNÜRER, J.; ROSSWALL, T. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v.43, n.6, p.1256-1261, June 1982.
- ♣ SKUJINS, J. History of abiotic soil enzyme research. In: BURNS, R.G. (ed.) **Soil enzymes**. London: Academic Press, 1978. p. 1-49.
- SODERSTROM, B.E. Vital staining of fungi in pure cultures and in soil with fluorescein diacetate. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.9, p.59-63, 1977.

- STROO, H.F.; JENCKS, E.M. Effects of sewage sludge on microbial activity in old, abandoned minesoil. **Jouranal of Environmental Quality**, Madison, v.14 p.301-304, 1985.
- STROO, H.F.; JENCHS, E.M. Enzyme activity and respiration in minesoils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.46, n.3, p.548-553, May/June 1982.
- 9 TABATABAI, M.A. Soil enzymes. In: WEAVER, R. W. (eds). **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p.775-833. (SSSA Book Series 5)
- TABATABAI, M.A.; BREMNER, J.M. Assay of urease activity in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.4, p.479-487, 1972.
- TYLER, G. Heavy metal pollution and soil enzymatic activity. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 41, p. 303-311, 1974.
- WICK, B.; KÜHNE, R.F.; VLEK, P.L.G. Soil microbiological parameters as indicators of soil quality under improved fallow management systems in south-western Nigeria. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.202, p.97-107, May1998.
- WILLIAMS, S.T.; McNEILLY, T.; WELLINGTON, E.M.H. The decomposition of vegetation growing on metal mine waste. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.9, p. 271-275, 1977.
- ZONTA, E.P.; MACHADO, A.A.; SILVEIRA-JÚNIOR, P. **Sistema de análise estatística para microcomputadores (Sanest)**. Pelotas: UFPel - Departamento de Matemática e Estatística, 1984. 151p.

CAPÍTULO 4

CARACTERÍSTICAS BIOQUÍMICAS COMO INDICADORES DA REABILITAÇÃO DE SOLOS DE MINERAÇÃO DE BAUXITA

RESUMO

Carneiro, M.A.C. **Características bioquímicas como indicadores da reabilitação de solos de mineração de bauxita.** Lavras: UFLA, 2000. Cap. 4, 32p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)¹

Os microrganismos do solo participam de diversos processos importantes, e alterações que provocam diminuição destes e de sua atividade afetam diretamente a qualidade do solo, sendo estes indicadores da qualidade do solo, podendo ser indicador do grau de reabilitação do solo. O objetivo deste estudo foi de estabelecer relações das características bioquímicas do solo com a reabilitação de solos minerados. O estudo foi desenvolvido em amostras coletadas no verão de 1999 em duas cronosseqüências de reabilitação, sendo uma no campo (recém-mineradas; braquiária 2 anos; eucaliptos 4 anos; capim azevém 5 anos; capim gordura 10 anos; eucaliptos 18 anos; bracatinga 19 anos e a referência) e na serra (recém-mineradas; capim gordura, guandú e espécies arbórea 2 anos; braquiária, guandú e espécies arbórea 3 anos; bracatinga 7 anos; espécies nativas 10 anos; bracatinga 15 anos; eucaliptos 18 anos; espécies nativas 19 anos e referência). No laboratório, foi estimada a biomassa microbiana (BM-C e BM-N), a respiração basal (RES), o qCO_2 , o carbono orgânico (C-ORG), o nitrogênio orgânico (N-ORG), a urease (URE), a β -glicosidase (BGL), a fosfatase ácida (FAC) e a hidrólise do diacetato de fluoresceína (DAF). O índice de reabilitação (IR) foi estimado por uma série de características do solo e da vegetação avaliadas *In situ*. As variáveis físicas, químicas e bioquímicas e o IR foram submetidos à análise de componentes multivariada (PCA). O IR e as variáveis bioquímicas foram agrupadas pelo processo de similaridade onde se determinou as áreas mais semelhantes no campo e na serra. Verificou-se que as áreas reabilitadas com capim azevém e bracatinga no campo e as áreas bracatinga 7 anos, espécies nativa 10 anos, eucaliptos 18 anos e espécies nativas 19 anos na serra foram agrupadas juntamente com as respectivas referências, a nível de 60% de similaridade e consideradas em avançado processo de reabilitação. Em áreas do campo a BM-C, BM-N, URE, DAF e C-ORG e para as áreas da serra URE, DAF, C-ORG e N-ORG foram consideradas indicadoras do estágio de reabilitação das áreas mineradas com base na análise de PCA. Conclui-se que as características bioquímicas são muito sensíveis a interferências antrópicas no solo e pode indicar o grau de reabilitação.

¹ Orientadores: José Oswaldo Siqueira e Fátima M.S. Moreira

ABSTRACT

CARNEIRO, M.A.C. **Biochemical characteristic as indicators of soil rehabilitation in bauxite minespoil.** Lavras: UFLA, 2000. Cap. 4. 32p. (Thesis – Doctorate in Soil and Plant Nutrition)¹

Microorganisms are important mediators of several biochemical processes that are essential for soil functions in the ecosystem. Soil disturbance such as those caused by mining decrease microbial population and activity with great direct impact on soil quality. Due to such close link between activity and function of soil microorganisms, biochemical characteristics are related to soil quality and can be also indicator of soil rehabilitation in minesoils, as reported here. This study was developed in bauxite mine spoil belonging to ALCOA S/A in Poços de Caldas (MG) in two re-habilitation chronossequences: one at the “campo” region and the other one at the “serra” region. In both regions sites ranging from newly-mined non-rehabilitated to undisturbed references, were selected for sampling and *in situ* evaluation. Rehabilitated sites with different ages ranging from two up to nineteen years were included, in addition to both reference sites (non-rehabilitated). The study includes a total of 15 sites from where samples were taken at 0-10 cm and 10-20 cm depth and all four seasons. All sites were replicated three times per sampling. Soil samples were analyzed for their biomass-C (MB-C) and N (MB-N), basal respiration (RES), $q\text{CO}_2$, organic C and N (ORG-C, ORG-N) and enzyme activity (urease – URE, β -glucosidase – BGL, acid phosphatase – FAC, and fluorescein diacetate hydrolysis – FDA). In addition to soil analysis a rehabilitation index was stimulated using a field assessment of soil and vegetation characteristics *in situ*. Soil biochemical, physical and chemical characteristics were used for multivariate component analysis (PCA) in order to determine the similarity of the different sites. It was found that sites rehabilitated with capim azevém (*Lolium multiflorum*) with 5 years and *Mimosa scabrella* (19 years) in the “campo” and with *Mimosa scabrella* (7 years), native plant species (10 years), *Eucalyptus saligna* (18 years) and native plant species (19 years) at “serra” were grouped with the specific reference sites at a level of 60% of similarity. Therefore these sites can be considered rehabilitated in terms of soil biochemical characteristics. The PCA analysis also indicate that microbial biomass measurements, URE, FDA and ORG-C were good indicators of soil rehabilitation for “campo” sites whereas URE, FDA, ORG-C and N were good indicators for “serra” sites. In conclusion, soil biochemical characteristics are very sensitive to its anthropic interference in the soil and can indicate degree of rehabilitation.

¹ Advisers: José Oswaldo Siqueira and Fátima M.S. Moreira

1 INTRODUÇÃO

O solo é o habitat de diversas comunidades de microrganismos com papel importante na sustentabilidade dos ecossistemas. Estes microrganismos participam de diversos processos responsáveis pela degradação da matéria orgânica, exercendo grande influência na ciclagem dos nutrientes, na distribuição e disponibilidade de diversos elementos (Siqueira et al., 1994). Por isso, a intensidade da atividade biológica do solo afeta diretamente a qualidade e a fertilidade do solo, com grandes efeitos no funcionamento dos ecossistemas (Brookes, 1995).

As características bioquímicas indicadoras da qualidade do solo são: a biomassa microbiana, atividade microbiana mediada pela respiração do solo, a atividade enzimática do solo e o ρCO_2 , entre outros (Dick, Breakwell e Turco, 1996). A biomassa microbiana atua como agente transformador bioquímico dos compostos orgânicos e também como um reservatório de C, N, P e S (Wardle, 1992). O significado ecológico da biomassa microbiana tem como principal destaque o de servir como indicador rápido da sensibilidade da microbiota a interferências no sistema (Grisi, 1995) como mudanças climáticas (Insam, 1990), sistema de cultivo (Carter, 1991; Marchiori-Júnior e Melo, 1999), rotação de culturas (Anderson e Domsch, 1989), poluentes (Chander e Brookes, 1991) e mineração (Stroo e Jencks, 1982; Srivastava e Singh, 1989; Sawada, 1996; Ruivo, 1998; Schwenke et al., 2000; Schwenke, Mulligam e Bell, 2000a e b).

Estudos realizados na Índia, em solos minerados para extração de carvão, e posteriormente abandonados, indicam reduções acentuadas no carbono e nitrogênio da biomassa, quando comparados com solos adjacentes e não minerados (Srivastava e Singh, 1989). Esta redução deve-se, principalmente, à retirada da camada superficial associada à vegetação. Todd et al. (2000)

destacaram a perda de carbono e nitrogênio durante o armazenamento do solo fértil em área de extração de bauxita na Austrália e verificaram que a imobilização destes elementos na biomassa microbiana é um avançado processo de conservação dos nutrientes após a perturbação. Fato também observado em outros ambientes (Adams e Attiwill, 1986; Williamson e Johnson, 1994; Ruivo, 1998; Schwenke, Mulligan e Bell, 2000b).

Outra característica bioquímica indicadora da qualidade do solo é a estimativa da atividade enzimática do solo. Desde a década de 50, esta tem sido utilizada como possível meio de determinar a atividade biológica do solo como indicador biológico das alterações ocorridas do mesmo (Skujins, 1978; Nannipieri, 1994; Melo, 1988), incluindo áreas mineradas (Kiss, Dragan-Bularda e Pasca, 1993). Áreas mineradas para extração de carvão e reabilitadas apresentaram redução na atividade da urease mesmo após 23 anos de reabilitação, comparada com uma área adjacente não minerada (Eterervskaya et al., 1985, citados em Kiss, Dragan-Bularda e Pasca, 1993). Stroo e Jencks (1982), também trabalhando em áreas mineradas para extração do carvão, verificaram que a urease e a fosfatase, mesmo após 20 anos de reabilitação, não atingiram o patamar de um solo sem interferência. A aplicação de uma fonte de nitrogênio e carbono (fertilizante e esterco) aumentou a atividade da fosfatase em até 100%, demonstrando que esta enzima é dependente do nível de carbono e nitrogênio do solo. Resultados semelhantes também foram encontrados em áreas de mineração de metais não ferrosos na Inglaterra e na Romênia (Clark e Clark, 1981; Daraseluya, 1979 citado em Kiss, Dragan-Bularda e Pasca, 1993), e em mineração de manganês na Romênia.

O quociente metabólico (qCO_2) é considerado muito importante na avaliação dos efeitos das condições ambientais sobre a atividade microbiana do solo, sendo referido como taxa de respiração específica da biomassa (Anderson e Domsch, 1993). Este quociente é expresso em quantidade de CO_2 por

quantidade de biomassa por certo tempo. Maiores valores são encontrados em condições mais adversas à população microbiana onde ela gasta mais C oxidável para sua manutenção. Isto ocorre geralmente em solos ácidos em relação a pH 7-8 (Anderson e Domsch, 1993), maior em sistemas jovens do que em mais maduros (Anderson e Domsch, 1989) e maiores em solos que receberam adição recente de substrato (Grisi, 1995). A aplicação de quocientes metabólicos pode ser uma ferramenta significativa e um bom indicador do grau de desenvolvimento de um ecossistema, podendo ser indicador do grau de reabilitação. Em áreas de mineração de bauxita na Austrália, Sawada (1996) verificou altos valores de qCO_2 em áreas com dois e 3 anos após sua reabilitação, sendo que estes valores diminuíram com o aumento da idade de reabilitação. Este aumento, comparado com solo sob floresta, sugere que a comunidade microbiana em solos recém-minerados está sob estresse, devido, principalmente, à perda de carbono orgânico do solo e à baixa entrada de carbono advindo da decomposição dos resíduos vegetais, como já comentado anteriormente.

As análises comparativas pelos testes de médias possibilitam a comparação de duas variáveis de cada vez, o que torna difícil poder fazer generalizações sobre qual(is) variável(is) influenciou(aram) ou não em determinada situação. Desse modo, observa-se que, quando as características físicas, químicas e biológicas do solo são analisados em conjunto e correlacionados com diferentes ecossistemas, a visualização, bem como a ordem de influência dessas variáveis, é bem mais clara. A idéia de utilizar técnicas estatísticas que permitam a ordenação de amostras em função de uma série de características, simultaneamente, permite uma análise conjunta dos fatores ambientais para a verificação de suas correlações com diferentes ecossistemas. Souza (1996), utilizando análise de componentes principais, desenvolvida por Kent e Coker (1992), observou que praticamente 100% da variação dos dados

foram explicados pela ordenação e plotados em gráfico bidimensional. Alvarenga (1996), utilizando este método, também verificou que os características físicos, químicos e biológicos, em diferentes ecossistemas, apresentaram alta variação (84%), explicada pelo dois primeiros eixos. Portanto, este método permite uma visualização conjunta de quais são os características que mais se correlacionam com o ambiente em estudo.

O objetivo deste capítulo foi estabelecer as relações das características bioquímicas do solo com a reabilitação de solos minerados para extração de bauxita.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da área amostrada, coleta e armazenamento das amostras

As áreas amostradas, coleta e armazenamento estão descritos no capítulo 2. Para este capítulo foram utilizados somente os dados da Segunda coleta (verão) e na profundidade de 0-10 cm. Um resumo das áreas encontra-se na tabela 1.

2.2 Avaliação do índice de reabilitação e da sensibilidade das áreas

O índice de reabilitação foi estimado através de uma série de características do solo e da vegetação através de uma planilha específica. Esta planilha foi desenvolvida com base na conceituação de índices de qualidade de solo conforme Romig, Garyland e Harris (1996). O quadro de avaliações constou de características gerais de vegetação e solo *in situ* (Tabela 2). Cada área foi avaliada por cinco profissionais especializados, sendo quatro

engenheiros agrônomos com grau de treinamento de no mínimo Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas e uma bióloga da Alcoa S/A. Iniciou-se a avaliação nas áreas referência dos dois ambientes (campo e serra) para aferir a avaliação e, posteriormente, em todas parcelas de cada área estudada. Os valores foram ponderados em função da importância relativa do critério para a reabilitação e os resultados apresentados em porcentagem relativa à referência, sendo que as áreas foram agrupadas em dendogramas de similaridade (Cruz e Regazzi, 1994).

A sensibilidade foi avaliada pelo grau de reabilitação da área determinada pela relação entre as áreas reabilitadas/não reabilitadas e a eficácia da reabilitação avaliada pela relação entre referência/reabilitadas para as variáveis mais importantes, determinadas pelo teste de análise de componentes multivariadas (PCA), descrito mais adiante.

2.3 Análises físicas, químicas e bioquímicas do solo

Os procedimentos para determinação das características físicas, químicas e bioquímicas do solo foram apresentadas nos capítulos anteriores.

2.4 Análise estatística

As características químicas, físicas e bioquímicas do solo, e o índice de reabilitação, foram submetidos à análise de componente multivariada, utilizando-se o programa estatístico PCORD (McCune e Mefford, M. J).

As áreas estudadas e as variáveis foram transformados em coordenadas que correspondem a sua projeção nos eixos de ordenação, ou autovetores, representando o peso de cada área ou variável sobre o eixo, as quais podem ser vistas como equivalentes ao grau de correlação destas com o eixo em questão.

TABELA 1. Resumo da caracterização das áreas amostrados de campo e serra.

Iden ¹	Descrição das áreas	Idade ²
Campo		
SR0	Sem reabilitação	0
BG2	Braquiária (<i>Brachiaria decumbens</i>) e feijão guandú (<i>Cajanus cajan</i>)	2
E4	Eucalipto (<i>Eucalyptus saligna</i>)	4
CA5	Capim azevém (<i>Lolium multiflorum</i>) e <i>Eupatorium</i> sp. (Asteraceae)	5
CG10	Capim gordura (<i>Melinis minutiflora</i>)	10
E18	Eucalipto (<i>Eucalyptus saligna</i>)	18
B19	Bracatinga (<i>Mimosa scabrella</i>)	19
RF	Referência	—
Serra		
SR0	Sem reabilitação	0
GG2	Braquiária, feijão guandú e espécies arbóreas nativas	2
BG3	Braquiária, feijão guandú e espécies arbóreas nativas	3
B7	Bracatinga e capim gordura	7
M10	Reabilitada com espécies nativas	10
B15	Bracatinga e vegetação rasteira e arbustiva	15
E18	Eucalipto e sub-bosque bem desenvolvido	18
M19	Reabilitada a atualmente mata de espécies nativas	19
RF	Referência	—

¹Iden.- Identificação das áreas estudadas

²Idade em anos de reabilitação.

TABELA 2. Planilha aplicada no levantamento de dados para a estimativa do índice de reabilitação.

Parcela:	Avaliador:	Índice de reabilitação	
Parâmetro	Nota		Contr. relativa*
SOLO			
Erosão	5 – Ausência ... 0 – Altamente erodido		100
Pedregosidade	5 – Ausência ... 0 – Muito pedregoso		50
Fauna	3 – Presença ... 0 – Ausência		50
VEGETAÇÃO			
Índice de cobertura	5 – Referência ... 0 – Sem cobertura		100
Índice de diversidade	5 – Referência ... 0 – Nenhuma		80
Porte/estratificação	5 – Referência ... 0 – Nenhuma		50
Vigor da vegetação	5 – Referência ... 0 – Plantas mortas		100
Serapilheira	5 – Referência ... 0 – Ausência		100
Estado de decomposição	5 – Referência ... 0 – Ausência de sinal		100
Incorporação no solo	5 – Referência ... 0 – Ausência		70
Sucessão na vegetação	5 – Ocorre intensamente ... 0 – Nenhuma evidência		100
OUTROS			
Fauna silvestre	5 – Muito intensa ... 0 – Nenhum sinal		50
OBSERVAÇÕES			

* Contribuição relativa, com base em Romig, Garyland e Harris (1996)

Nos diagramas, as distribuições das áreas são representadas por pontos, que indicam sua correlação com os dois eixos, enquanto as variáveis (características químicas, físicas e bioquímicas) são representadas por setas, indicando a direção do gradiente máximo dos mesmos. Um ponto qualquer plotado no diagrama pode ser relacionado a cada seta através de uma perpendicular partindo da linha da seta até o referente ponto. A ordem na qual os pontos projetam-se na seta, da sua extremidade até sua origem, dá uma indicação dessa relação. As áreas com projeção perpendicular próxima ou além da ponta da seta são mais positivamente correlacionadas e influenciadas pela características considerada. Aquelas opostas são influenciadas em menor grau. O ângulo de inclinação de cada seta em relação a cada eixo indica quão estreitamente correlacionado está o parâmetro com esse eixo.

Os dados bioquímicos e o índice de reabilitação também foram agrupados pelo processo de similaridade em que se fez o agrupamento das áreas através de dendogramas de similaridade, utilizando o método Complete Linkage e distância Euclidiana, pelo programa STATISTICA 5.0 (Stat Soft, USA). Neste método, identifica-se, na matriz de similaridade, os sítios mais semelhantes, que são reunidos, formando o grupo inicial. Calculam-se, então, as distâncias daquele grupo em relação aos outros grupos já formados (Cruz e Regazzi, 1994). Com base nos cálculos, foi estabelecido um dendograma, no qual a distância entre as áreas é convertida em porcentagem, tornando-se o valor obtido na formação do grupo final como referência de 60%. Esta análise permite a verificação de similaridade entre os grupos, com separação dos grupos distintos.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O resultado do índice de reabilitação para as áreas de campo e serra encontra-se na figura 1. Verifica-se, nas áreas de campo, que E4, CG10, E18 e B19 obtiveram um maior índice do que a referência. Já na serra, todas as áreas apresentaram menores índices de reabilitação do que a referência, sendo que o maior valor relativo à referência foi obtido para a área M10 (77%).

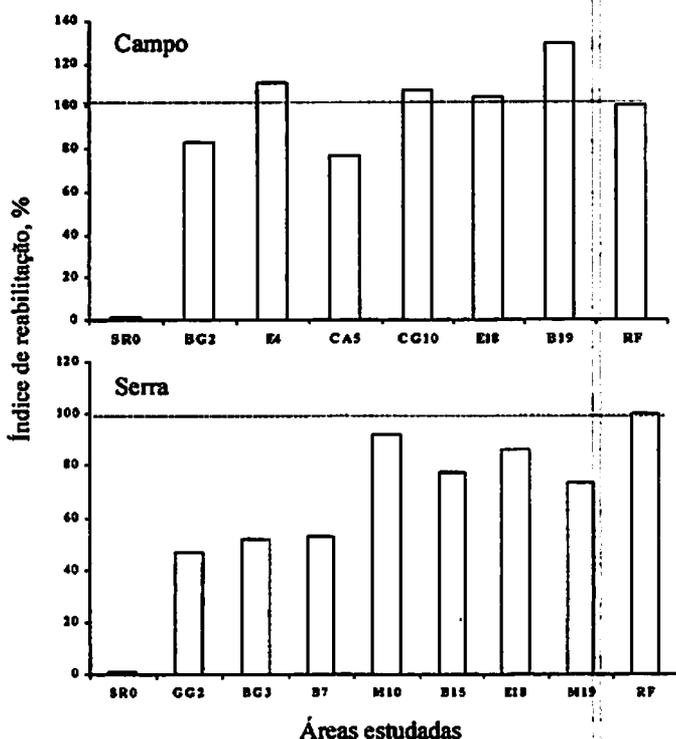


FIGURA 1. Índice de reabilitação relativo à referência das áreas de campo e serra. Identificação das áreas descritas na tabela 1.

No agrupamento pela análise de similaridade, as áreas do campo foram agrupadas em seis grupos a 60% de similaridade, sendo que somente as áreas E4 e E18 e BG2 e CG10 formaram grupos e os restantes não se agruparam (Figura

2). Na serra, verificou-se a formação de cinco grupos, sendo eles formados pelas seguintes áreas: grupo 1: somente a SR; grupo 2: M10, referência, B15 e E18; grupo 3: M19; grupo 4: B7 e BG3 e grupo 5: GG2 (Figura 3). A formação dos grupos, no campo, é de certa forma coerente, pois as características utilizadas e descritas na tabela 2 mostram que áreas reabilitadas com braquiária e capim gordura e reabilitadas com eucalipto são semelhantes entre si, e que a idade de reabilitação não influenciou neste índice. No entanto, na serra observou-se uma tendência de agrupamento das áreas com maior tempo de reabilitação com a referência. Em estudos realizados na Virginia (EUA), em minas de carvão reabilitadas, Skouse, Johnson e Garbutt (1994) mostraram que não houve relação entre a idade de reabilitação e a avaliação da vegetação e que a matéria orgânica do solo foi a que mais influenciou nos agrupamentos. Resultados semelhantes foram observados por Ruivo (1998) que não observou relação entre o grau de reabilitação e a cobertura vegetal em áreas de mineração de bauxita em Trombetas (PA), sendo que a biomassa carbono foi a que mais influenciou os agrupamentos. Considerando as características bioquímicas (biomassa microbiana (C e N), respiração, qCO_2 , urease, fosfatase ácida, DAF, carbono e nitrogênio orgânico), houve a formação de quatro grupos, sendo eles formados pelas seguintes áreas: primeiro grupo formado somente pela BG2; segundo grupo formado pela referência, B19 e CA5; terceiro grupo inclui áreas CG10 e E18 e quarto grupo formado pelas áreas E4 e sem reabilitação (Figura 4). No segundo grupo, formado pelas áreas referência, bracatinga 19 anos e capim azevém 5 anos, foram observados valores absolutos maiores em quase todas as características bioquímicas avaliadas, como apresentado nos capítulos anteriores. O grupo formado pelas áreas reabilitadas com capim gordura 10 anos e eucalipto 18 anos também apresentou valores das características bioquímicas bastante semelhantes.

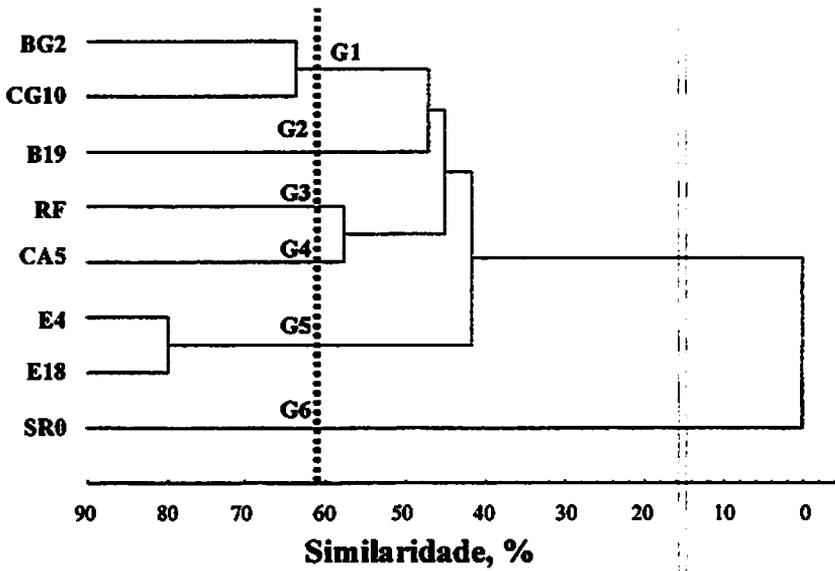


FIGURA 2. Dendograma ilustrativo da similaridade das áreas de campo com base no índice de reabilitação. Identificação das áreas na tabela 1.

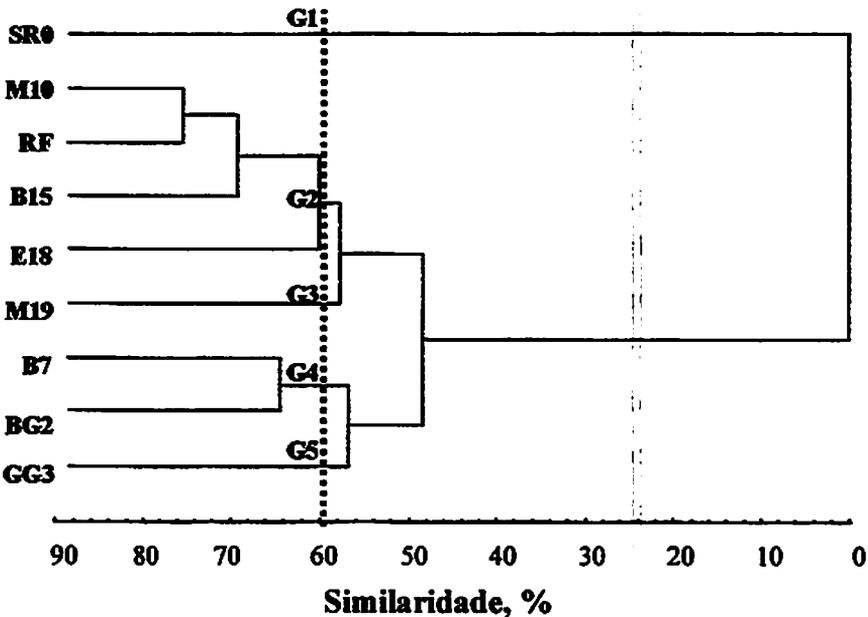


FIGURA 3. Dendograma ilustrativo da similaridade das áreas da serra com base no índice de reabilitação. Identificação das áreas na tabela 1.

Portanto, o agrupamento pelas características bioquímicas, em áreas de campo, mostra um coerência com os resultados estudados apresentados nos capítulos anteriores, sugerindo que as características bioquímicas são melhores indicadores do grau de reabilitação do que o índice de reabilitação, corroborando outros estudos em áreas mineradas e reabilitadas (Skouse, Johnson e Garbutt, 1994; Ruivo, 1998).

Em áreas de serra, verificou-se a formação de quatro grupos (Figura 5), sendo eles: grupo 1: composto pelas áreas M10 e B15; grupo 2: formado pelas áreas referência, E18, M19 e B7; grupo 3: formado somente pela área BG3 e grupo 4: formado pelas áreas sem reabilitação e GG2. Diferentemente das áreas de campo, o agrupamento das áreas pelo índice de reabilitação e as características bioquímicas foram bastante semelhantes, o que demonstra que, nas áreas de serra, a vegetação possui um maior peso em relação às áreas de campo no processo de reabilitação.

Os valores dos autovetores obtidos na análise de componentes para as características químicas, físicas e bioquímicas das áreas do campo encontram-se na tabela 3. Nesta análise, o primeiro eixo apresentou autovalores (eigenvalues) de 32,23% e, o segundo, de 22,55%, o que representa 32,23 e 54,78% da variância acumulada nos dois primeiros eixos, sendo que 32,23% da variação são explicados no primeiro eixo. As variáveis que mais se correlacionaram com o primeiro eixo, demonstradas nos valores dos autovetores e sublinhadas na tabela 3, foram: carbono da biomassa, nitrogênio da biomassa, qCO_2 , urease, DAF, carbono orgânico, potássio e o índice de reabilitação. Para o segundo eixo, as variáveis que tiveram maior valor dos autovetores foram: fosfatase, pH, Al, soma de base, CTC (t), silte e argila.

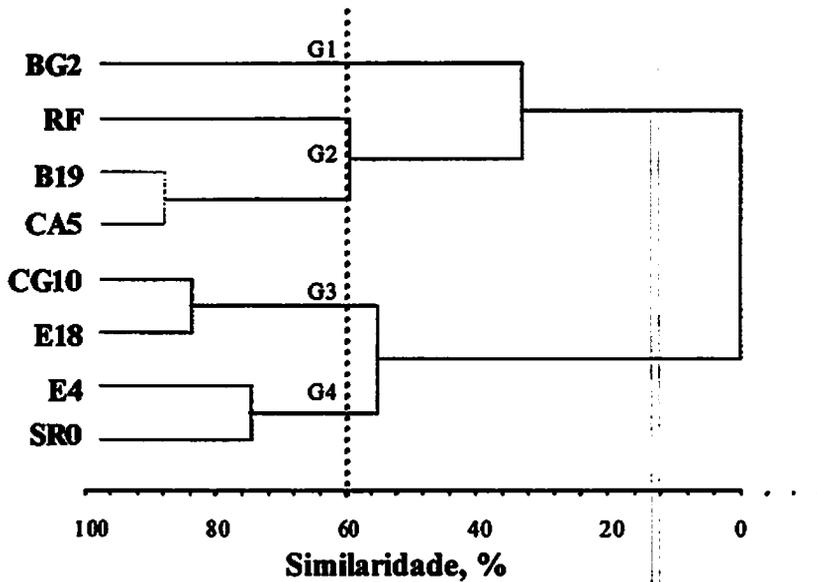


FIGURA 4. Dendrograma ilustrativo da similaridade das áreas de campo com base nas características bioquímicas. Identificação das áreas na tabela 1.

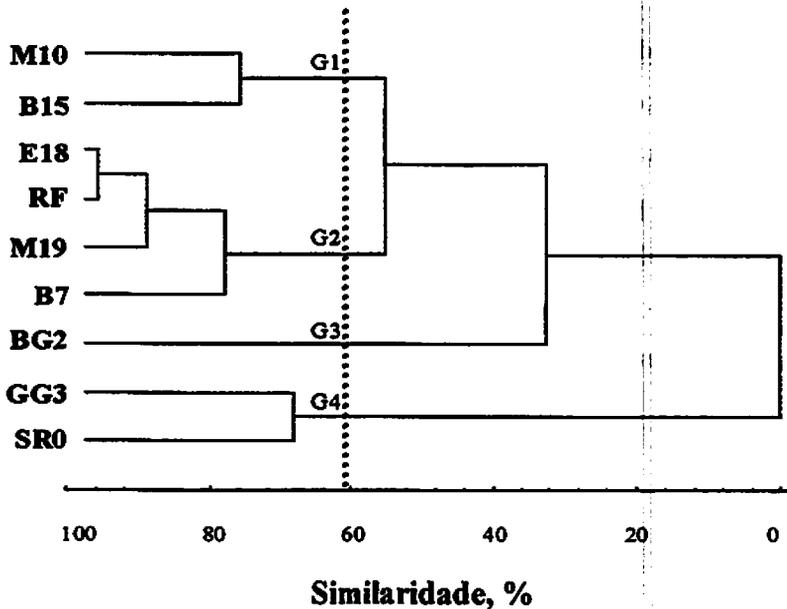


FIGURA 5. Dendrograma ilustrativo da similaridade das áreas de serra com base nas características bioquímicas. Identificação das áreas na tabela 1.

Percebe-se que no primeiro eixo há maiores correlações das características bioquímicas do solo, enquanto, no segundo, as características químicas e físicas foram as que mais se correlacionaram, o que permite concluir que o primeiro eixo representa as características bioquímicas e o segundo as características físicas e químicas. Com relação à distribuição das áreas no diagrama (Figura 6), observou-se uma tendência das áreas com maior tempo de reabilitação, como a área reabilitada com bracatinga 19 anos, ficarem próximas e mais à esquerda do eixo principal, além de alta correlação com as características bioquímicas do solo. As áreas com menor tempo de reabilitação têm alta correlação com as características químicas e físicas do solo. Os resultados indicam que a biomassa carbono, biomassa nitrogênio, urease, DAF, carbono orgânico e o índice de reabilitação são indicadoras do grau de reabilitação das áreas de campo.

Para a serra, o PCA apresentou o primeiro eixo com autovalor (eigenvalues) de 36,17% e o segundo de 17,98%, o que representa 54,15% da variância acumulada nos dois primeiros eixos, sendo que 36,17% da variação são explicados no primeiro eixo. As características analisadas, com suas respectivas ordenações, estão apresentadas na tabela 4. Verificou-se que no eixo principal há uma predominância de maior correlação com as características bioquímicas do solo, que são: a respiração, urease, DAF, fosfatase, carbono orgânico, nitrogênio orgânico, potássio, alumínio e o índice de reabilitação; e no segundo eixo há uma predominância das características físico-químicas, como: pH, soma de bases, alumínio, CTC, areia e argila.

TABELA 3. Valores dos autovetores obtidos na análise de componentes para as características químicas, físicas e bioquímicas do solo em áreas do campo.

Variável	Componente principal		
	1	2	3
Biomassa carbono	<u>-0,298*</u>	0,134	-0,187
Biomassa nitrogênio	<u>-0,339</u>	0,064	0,092
Respiração	-0,125	-0,068	0,152
qCO ₂	<u>0,236</u>	-0,117	0,387
Urease	<u>-0,339</u>	-0,034	0,019
DAF	<u>-0,331</u>	0,065	0,061
Fosfatase	-0,050	<u>-0,390</u>	0,034
Carbono orgânico	<u>-0,373</u>	-0,064	0,152
Nitrogênio orgânico	-0,126	0,114	0,153
pH	0,185	<u>0,289</u>	-0,065
P	-0,168	0,102	0,192
K	<u>-0,319</u>	0,002	0,021
Al	-0,096	<u>-0,328</u>	0,237
Soma de bases	-0,018	<u>0,438</u>	-0,126
CTC	-0,031	<u>0,423</u>	0,017
Areia	-0,184	-0,036	-0,534
Silte	0,073	<u>-0,374</u>	-0,077
Argila	0,096	<u>0,266</u>	0,459
Índice de reabilitação	<u>-0,345</u>	-0,031	0,071

* - Variáveis cujos valores estão sublinhados foram utilizadas no gráfico.

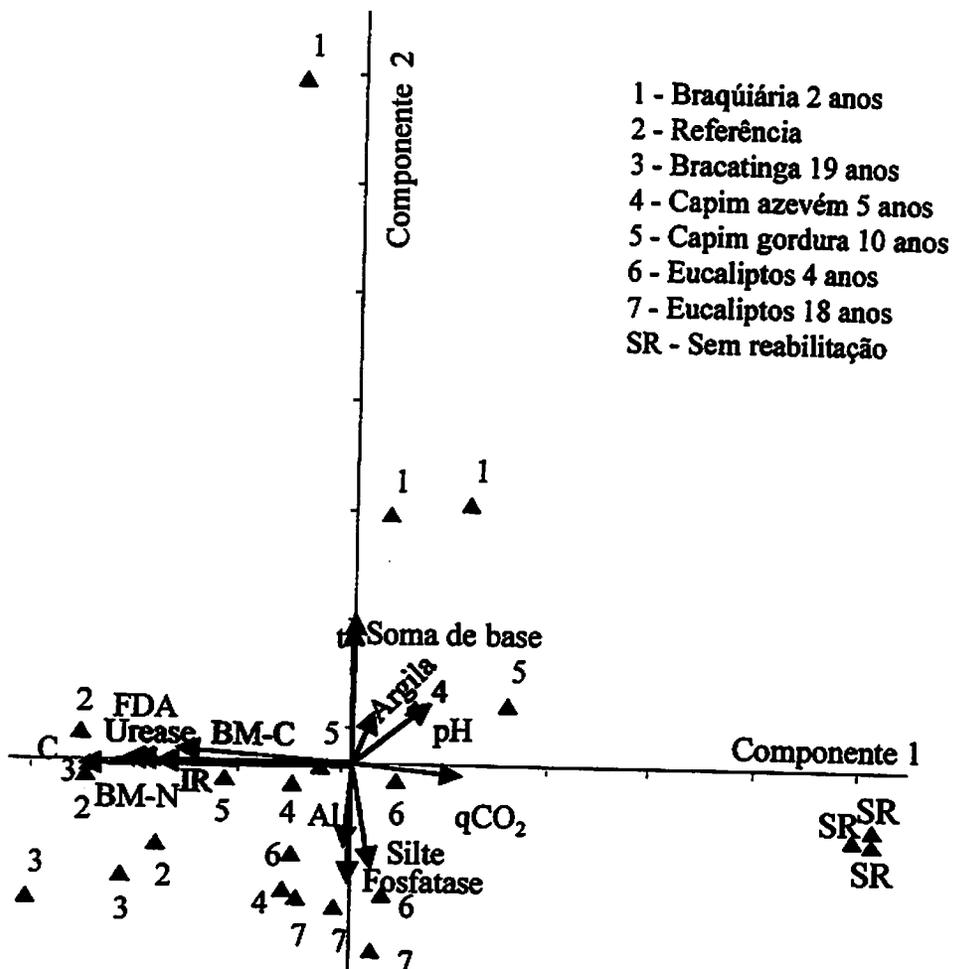


FIGURA 6. Diagrama de ordenação das características físicas, químicas e bioquímicas e das áreas estudadas no campo, obtida pela análise de componentes principais (PCA).

Observou-se, na distribuição das variáveis e das áreas no diagrama (Figura 7), que o eixo principal, assim como ocorreu no campo, é em grande parte composto por características bioquímicas, como o maior peso para o carbono orgânico, o nitrogênio orgânico, urease, DAF e respiração. No segundo eixo, houve uma maior correlação para as características químicas como o pH, soma de bases e CTC. Notou-se, ainda, que o eixo principal também poderia ser designado o eixo da reabilitação, sendo que áreas reabilitadas estariam mais próximas do eixo principal e mais à direita, como as áreas reabilitadas com eucalipto 18 anos, bracatinga 15 anos e mata 19 anos, além da própria área referência. Portanto, para as áreas da serra, as variáveis que indicariam o estágio de reabilitação são: o nitrogênio orgânico, carbono orgânico, urease, DAF, respiração, biomassa carbono e nitrogênio, sendo estas boas indicadoras do estágio de reabilitação.

Considerando as áreas agrupadas com a referência até 60% de similaridade para as características bioquímicas, calcularam-se valores médios de cada variável determinada como importante pela análise do PCA. Com base nisto, considerar-se-ia como reabilitadas as áreas que possuísem valores semelhantes aos apresentados na tabela 5.

Nota-se que os valores diferem entre as áreas de campo e serra e que, na serra, o carbono e nitrogênio da biomassa microbiana não foram estratificadores das áreas reabilitadas, sendo que os melhores indicadores foram o carbono orgânico, nitrogênio, urease, DAF e o índice de reabilitação.

TABELA 4. Valores dos autovetores obtidos na análise de componentes para as características químicas, físicas e bioquímicas do solo em áreas da serra.

Variável	Componente principal		
	1	2	3
Biomassa carbono	0,064	<u>-0,259*</u>	0,337
Biomassa nitrogênio	0,189	<u>-0,252</u>	-0,206
Respiração	<u>0,256</u>	-0,150	-0,175
qCO ₂	0,023	0,034	-0,507
Urease	<u>0,321</u>	0,010	-0,002
DAF	<u>0,339</u>	-0,018	0,121
Fosfatase	<u>-0,237</u>	0,039	-0,238
Carbono orgânico	<u>0,359</u>	0,019	0,069
Nitrogênio orgânico	<u>0,358</u>	0,003	0,079
pH	-0,088	<u>-0,477</u>	-0,083
P	-0,077	-0,039	0,305
K	<u>0,281</u>	0,008	0,038
Al	<u>0,277</u>	<u>0,231</u>	0,106
Soma de bases	0,013	<u>-0,492</u>	-0,189
CTC	0,139	<u>-0,452</u>	-0,165
Areia	-0,118	<u>-0,223</u>	0,367
Silte	-0,137	-0,068	0,074
Argila	0,190	<u>0,238</u>	-0,367
Índice de reabilitação	<u>0,324</u>	-0,054	0,155

* - Variáveis cujos valores estão sublinhados foram utilizadas no gráfico.

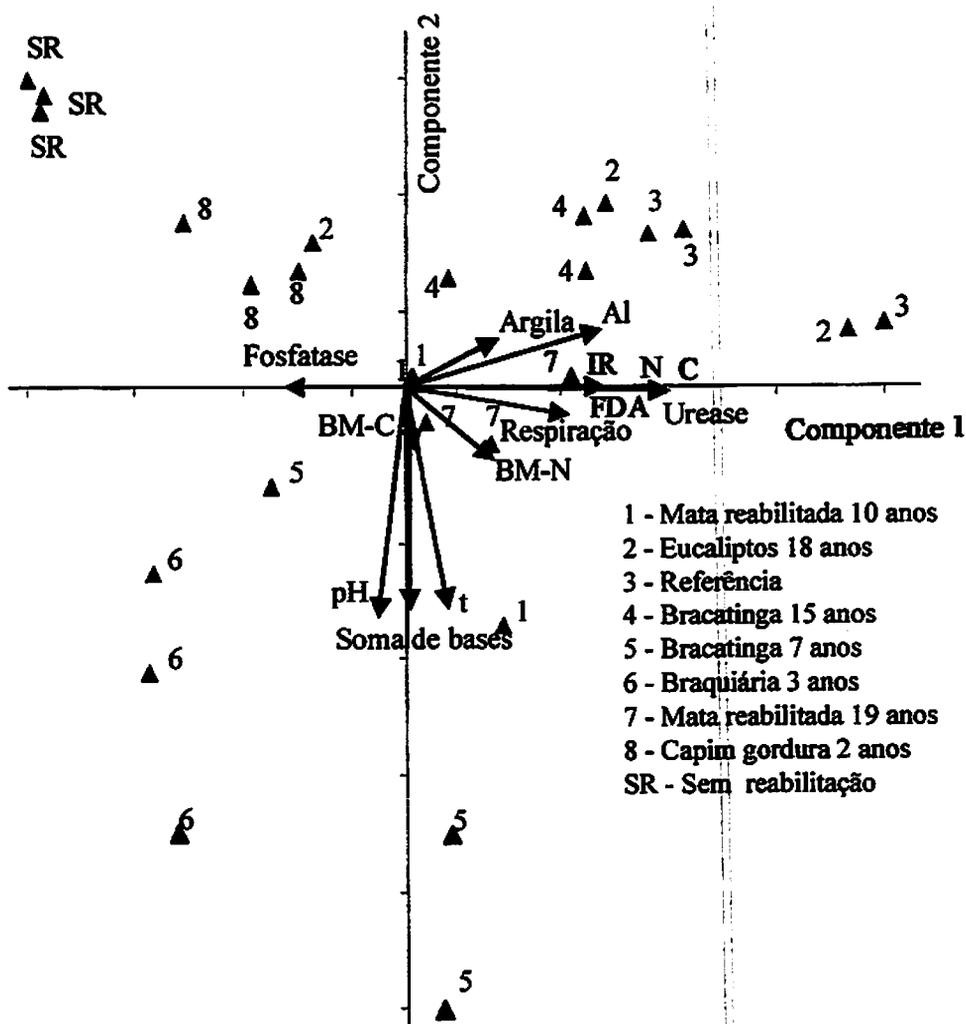


FIGURA 7. Diagrama de ordenação das características físicas, químicas e bioquímicas e das áreas estudadas na serra, obtida pela análise de componentes principais (PCA).

Para as áreas de campo, os melhores indicadores foram o carbono e nitrogênio da biomassa, urease, DAF, carbono orgânico e o índice de reabilitação. Assim, das áreas do campo, somente a reabilitada com bracatinga 19 anos apresentaria melhor grau de reabilitação, e isto é, provavelmente, devido à própria bracatinga, pois áreas reabilitadas com eucaliptos 18 anos não apresentaram o mesmo grau de reabilitação. Na serra, a referência agrupou-se com as áreas reabilitadas com bracatinga 7 anos, eucaliptos 18 anos e mata reabilitada 19 anos. Deste modo, verificou-se que as áreas estão em processo de reabilitação, sendo que as áreas reabilitadas com bracatinga 7 anos, eucaliptos 18 anos e mata reabilitada 19 anos apresentaram avançado grau de reabilitação.

TABELA 5. Valores das características bioquímicas que tiveram maiores correlações pelo teste de PCA indicativas da reabilitação das áreas de campo e serra.

Variáveis	Campo	Serra
Biomassa carbono, $\mu\text{g g de solo}^{-1}$	1447	483
Biomassa nitrogênio, $\mu\text{g g de solo}^{-1}$	67	38
Carbono orgânico, dag kg^{-1}	3,4	3,7
Nitrogênio orgânico, dag kg^{-1}	1,4	0,4
Respiração basal, $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ mg BM-C}^{-1} \text{ h}^{-1}$	6,0	8,1
DAF, $\text{mg Fluoresceína g solo}^{-1} \text{ dia}^{-1}$	421	436
Urease, $\mu\text{g N-NH}_4^+ \text{ g solo}^{-1} \text{ h}^{-1}$	19	17

Os resultados dos dois ecossistemas estudados apresentam diferenças entre si. Porém, a maioria das características avaliadas mostraram elevada sensibilidade à interferência no solo, conforme revelado pela razão entre o solo referência e o não reabilitado. Em áreas do campo (Tabelas 6 e 7), verificou-se que em todas as áreas estão ocorrendo melhorias funcionais nos solos reabilitados, medidas pela relação entre reabilitado/não reabilitado em todas as variáveis estudadas. Com relação à eficácia da reabilitação, observou-se que a área B19 apresentou maiores valores de nitrogênio na biomassa microbiana,

carbono orgânico, respiração, DAF e urease do que a referência, comprovando que está em avançado grau de reabilitação.

Nas áreas da serra, observou-se também melhoria funcional em todas as áreas (Tabelas 8 e 9). Para a eficiência de reabilitação, observa-se que tanto o carbono como o nitrogênio da biomassa microbiana não foram bons indicadores; no entanto, o carbono orgânico, nitrogênio e o DAF apresentaram aumento desta relação com a idade de reabilitação e foram bons indicadores do grau de reabilitação.

De maneira geral, verificou-se que estas características indicam potencialmente o estado de interferência antrópica no ecossistema, assim como a sensibilidade destes em relação às ações de reabilitação. Com base nesta avaliação, verificou-se que estão ocorrendo melhorias funcionais nos solos em reabilitação. Estes resultados indicam potencialidade para uso destas características no processo de avaliação da reabilitação de solos sob interferência drástica, como no caso da mineração da bauxita.

TABELA 6. Fator de sensibilidade relativa das características avaliadas em áreas de campo.

Área	Reabilitado	Reabilitado
	Não reabilitado	Referência
	Carbono da biomassa microbiana	
Braquiária e guandú 2 anos	8,06	0,65
Eucaliptos 4 anos	5,64	0,45
Capim azevém 5 anos	7,70	0,62
Capim gordura 10 anos	3,75	0,30
Eucaliptos 18 anos	1,74	0,14
Bracatinga 19 anos	9,01	0,73
	Nitrogênio da biomassa microbiana	
Braquiária e guandú 2 anos	4044	0,61
Eucaliptos 4 anos	3857	0,58
Capim azevém 5 anos	4230	0,64
Capim gordura 10 anos	2239	0,34
Eucaliptos 18 anos	4355	0,66
Bracatinga 19 anos	6781	1,03
	Carbono orgânico	
Braquiária e guandú 2 anos	15,67	0,60
Eucaliptos 4 anos	18,00	0,69
Capim azevém 5 anos	18,83	0,73
Capim gordura 10 anos	18,67	0,72
Eucaliptos 18 anos	24,67	0,95
Bracatinga 19 anos	30,58	1,18
	Nitrogênio orgânico	
Braquiária e guandú 2 anos	3,40	0,10
Eucaliptos 4 anos	5,20	0,15
Capim azevém 5 anos	5,40	0,16
Capim gordura 10 anos	5,00	0,14
Eucaliptos 18 anos	5,00	0,14
Bracatinga 19 anos	22,20	0,64

TABELA 7. Fator de sensibilidade relativa dos características avaliadas em áreas de campo.

Área	<u>Reabilitado</u> Não reabilitado	<u>Reabilitado</u> Referência
Respiração		
Braquiária e guandú 2 anos	1,06	0,81
Eucaliptos 4 anos	1,18	0,90
Capim azevém 5 anos	0,51	0,39
Capim gordura 10 anos	1,46	1,12
Eucaliptos 18 anos	1,33	1,02
Bracatinga 19 anos	1,60	1,22
qCO₂		
Braquiária e guandú 2 anos	0,15	1,31
Eucaliptos 4 anos	0,27	2,41
Capim azevém 5 anos	0,06	0,58
Capim gordura 10 anos	0,63	5,71
Eucaliptos 18 anos	0,93	8,36
Bracatinga 19 anos	0,19	1,68
DAF		
Braquiária e guandú 2 anos	6,66	1,09
Eucaliptos 4 anos	6,08	0,99
Capim azevém 5 anos	6,69	1,09
Capim gordura 10 anos	6,46	1,05
Eucaliptos 18 anos	7,23	1,18
Bracatinga 19 anos	7,66	1,25
Urease		
Braquiária e guandú 2 anos	5,50	0,58
Eucaliptos 4 anos	7,00	0,74
Capim azevém 5 anos	5,50	0,58
Capim gordura 10 anos	9,50	1,00
Eucaliptos 18 anos	6,50	0,68
Bracatinga 19 anos	9,50	1,00

TABELA 8. Fator de sensibilidade relativa das características avaliadas em áreas da serra.

Área	Reabilitado	Reabilitado
	Não reabilitado	Referência
	Carbono da biomassa microbiana	
Braquiária e guandú 2 anos	1,73	0,37
Braquiária, guandú e sp nativas 3 anos	9,39	2,01
Bracatinga 7 anos	5,20	1,11
Espécies nativas 10 anos	8,22	1,76
Bracatinga 15 anos	6,65	1,42
Eucaliptos 18 anos	4,59	0,98
Bracatinga e espécies nativas 19 anos	5,48	1,17
	Nitrogênio da biomassa microbiana	
Braquiária e guandú 2 anos	2115	0,44
Braquiária, guandú e sp nativas 3 anos	2551	0,53
Bracatinga 7 anos	5848	1,21
Espécies nativas 10 anos	3422	0,71
Bracatinga 15 anos	3484	0,72
Eucaliptos 18 anos	2426	0,50
Bracatinga e espécies nativas 19 anos	2240	0,46
	Carbono orgânico	
Braquiária e guandú 2 anos	8,83	0,46
Braquiária, guandú e sp nativas 3 anos	2,91	0,15
Bracatinga 7 anos	9,91	0,51
Espécies nativas 10 anos	11,52	0,60
Bracatinga 15 anos	12,17	0,63
Eucaliptos 18 anos	16,96	0,88
Bracatinga e espécies nativas 19 anos	17,57	0,91
	Nitrogênio orgânico	
Braquiária e guandú 2 anos	22	0,43
Braquiária, guandú e sp nativas 3 anos	12	0,24
Bracatinga 7 anos	26	0,51
Espécies nativas 10 anos	35	0,69
Bracatinga 15 anos	34	0,67
Eucaliptos 18 anos	47	0,92
Bracatinga e espécies nativas 19 anos	45	0,88

TABELA 9. Fator de sensibilidade relativa das características avaliadas em áreas da serra.

Área	<u>Reabilitado</u> Não reabilitado	<u>Reabilitado</u> Referência
Respiração		
Braquiária e guandú 2 anos	0,60	0,23
Braquiária, guandú e sp nativas 3 anos	1,66	0,63
Bracatinga 7 anos	2,57	0,97
Espécies nativas 10 anos	1,05	0,40
Bracatinga 15 anos	1,84	0,69
Eucaliptos 18 anos	2,85	1,08
Bracatinga e espécies nativas 19 anos	1,54	0,58
qCO_2		
Braquiária e guandú 2 anos	0,41	0,74
Braquiária, guandú e sp nativas 3 anos	0,18	0,33
Bracatinga 7 anos	0,49	0,90
Espécies nativas 10 anos	0,14	0,25
Bracatinga 15 anos	0,33	0,59
Eucaliptos 18 anos	0,68	1,23
Bracatinga e espécies nativas 19 anos	0,32	0,59
DAF		
Braquiária e guandú 2 anos	6,64	0,61
Braquiária, guandú e sp nativas 3 anos	3,70	0,34
Bracatinga 7 anos	7,75	0,71
Espécies nativas 10 anos	9,66	0,88
Bracatinga 15 anos	10,02	0,91
Eucaliptos 18 anos	10,32	0,94
Bracatinga e espécies nativas 19 anos	10,59	0,97
Urease		
Braquiária e guandú 2 anos	3,33	0,48
Braquiária, guandú e sp nativas 3 anos	1,67	0,24
Bracatinga 7 anos	4,67	0,67
Espécies nativas 10 anos	4,67	0,67
Bracatinga 15 anos	7,00	1,00
Eucaliptos 18 anos	5,33	0,76
Bracatinga e espécies nativas 19 anos	5,00	0,71

4 CONCLUSÕES

- 1) As áreas reabilitadas com capim azevém 5 anos e bracatinga 19 anos no campo, e as áreas bracatinga 7 anos, mata nativa 10 anos, eucaliptos 18 anos, mata nativa 19 anos na serra foram agrupadas juntamente com suas respectivas referências e consideradas em avançado processo de reabilitação com base nas características bioquímicas.
- 2) Em áreas de campo, a biomassa microbiana (C e N), a urease, a DAF e o carbono orgânico, e para áreas da serra a urease, a DAF, o carbono e nitrogênio orgânico foram considerados indicadores do estágio de reabilitação das áreas mineradas com base nos resultados das análises de componente multivariadas.
- 3) Os resultados demonstram que estão ocorrendo melhorias nas áreas mineradas e reabilitadas e que o uso das características bioquímicas do solo indica o grau de interferência antrópica e o estágio de reabilitação destas áreas.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, M.A.; ATTIWILL, P.M. Nutrient cycling and nitrogen mineralisation in eucalypt forest of south-eastern Austrália. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.92, n.3, p.341-362, 1986.
- ALVARENGA, M.I.N. **Propriedades físicas, químicas e biológicas de um Latossolo Vermelho-Escuro em diferentes ecossistemas**. Lavras: UFLA, 1996. 211p. (Tese - Doutorado em Agronomia)
- ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient (qCO_2) as a specific activity parameter to asses the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.25, n.3, p.393-395, Mar. 1993.
- ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.21, n.4, p.471-479, Apr. 1989.
- BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.19, n.2/3, p.269-279, Feb./Mar. 1995.
- CARTER, M.R. The influence of tillage on the proportion of organic carbon and nitrogen in the microbial biomass of medium-textured soils in a humid climate. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.11, n.1, p.135-139, Jan. 1991.
- CHANDER, K.; BROOKES, P.C. Effects od heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in a sandy loam and silty loam U.K. soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.23, n.10, p.927-932, Oct. 1991.
- CLARK, R.K.; CLARCK, S.C. Floristic diversity in relation to soil characteristic in lead mining complex in the Pennines, England. **New Phytologist**, London, v.87, p.799-815, 1981.
- CRUZ, C.D.; REGAZZI, A.J. **Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético**. Viçosa: UFV, Imprensa Universitária, 1994. 390p.

- DICK, R.P.; BREAKWELL, D.P.; TURCO, R.F. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (eds). *Methods for assessing soil quality*. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.247-272.
- GRISI, B.M. Biomassa e atividade de microrganismos do solo: revisão metodológica. *Revista Nordestina de Biologia*, João Pessoa, v.10, n.1, p.1-22, 1995.
- INSAM, H. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? *Soil Biology and Biochemistry*, Oxforda, v.22, n.4, p.525-532, Apr. 1990.
- KENT, M.; COKER, P. *Vegetation description and analysis, a practical approach*. London: Belhaven Press, 1992. 363p.
- KISS, S.; DRAGAN-BULARDA, M.; PASCA, D. Enzymology of technogenic soils. *Advances in Agronomy*, New York, v.42, p.230-278, 1993.
- MARCHIORI-JUNIOR, M.; MELO, W.J. Carbono, carbono da biomassa microbiana e atividade enzimática em um solo sob mata natural, pastagem e cultura do algodoeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.23, n.2, p.257-263, abr./jun. 1999.
- MELO, W.J. Enzimas no solo. In: *SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. A responsabilidade social da ciência do solo*. Piracicaba, 1988. p.365-378.
- NANNIPIERI, P. Productivity, sustainability and pollution. In: PARKHURST, C.E.; DOUBE, B.M.; GUPTA, V.V.; GRACE, P.R. (eds) *Soil Biota - management in sustainable farming systems*. Adelaide: CSIRO, 1994. p.238-244.
- ROMIG, D.E.; GARLYND, M. J.; HARRIS, R.F. Farmer-based assessment of soil quality: a soil health scorecard. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (eds). *Methods for assessing soil quality*. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.39-60.
- RUIVO, M.L.P. *Vegetação e características do solo como indicadores de reabilitação de áreas mineradas na Amazônia Oriental*. Viçosa, UFV, 1998. 101 p. (Tese - Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas).

- SAWADA, Y. Indices of microbial biomass and activity to assess minesite rehabilitation. In: MINERALS COUNCIL OF AUSTRALIA ENVIRONMENTAL WORKSHOP, 1996, Camberra. Minerals Council of Australia. p.223-236, 1996.
- SCHWENKE, G.D.; AYRE, L.; MULLIGAN, D.R.; BELL, L.C. Soil stripping and replacement for the rehabilitation of bauxite-mined land at Weipa. II. Soil organic matter dynamics in mine. *Australian Journal of Soil Research*, Melbourne, v.38, p.371-393, 2000.
- SCHWENKE, G.D.; MULLIGAN, D.R.; BELL, L.C. Soil stripping and replacement for the rehabilitation of bauxite-mined land at Weipa. I. Initial changes to soil matter and related parameters. *Australian Journal of Soil Research*, Melbourne, v.38, p.345-369, 2000a.
- SCHWENKE, G.D.; MULLIGAN, D.R.; BELL, L.C. Soil stripping and replacement for the rehabilitation of bauxite-mined land at Weipa. III. Simulated long-term soil organic matter development. *Australian Journal of Soil Research*, Melbourne, v.38, p.395-410, 2000b.
- SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; GRISI, B.M.; HUNGRIA, M.; ARAUJO, R.S. *Microrganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental*. Brasília: EMBRAPA, 1994. 142p.
- SKOUSE, J.G.; JOHNSON, C.D.; GARBUTT, K. Natural revegetation of 15 abandoned mine land sites in West Virginia. *Journal Environmental Quality*, Madison, v.23, p. 1224-1230, 1994.
- SKUJINS, J. History of abiotic soil enzyme research. In: BURNS, R.G. (ed.) *Soil enzymes*. London: Academic Press, 1978. p. 1-49.
- SOUZA, E.R. *Alterações físico-químicas no deflúvio de três sub-bacias hidrográficas decorrentes da atividade agrícola*. Lavras: UFLA, 1996. 91p. (Dissertação - Mestrado em Manejo Ambiental).
- SRIVASTAVA, S.C.; SINGH, J.S. Effect of cultivation on microbial biomass C and N of dry tropical forest soil. *Biology and Fertility Soils*, Berlin, v.8, p.343-348, 1989.

- STROO, H.F.; JENCHS, E.M.** Enzyme activity and respiration in minesoils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.46, n.3, p.548-553, May/June 1982.
- TODD, M.C.; ADAMS, M.A.; GRIERSON, P.F.** Mineralisation of nitrogen in chronosequence of rehabilitated bauxite mines. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.38, p.435-451, 2000.
- WARDLE, D.A.** A comparative assessment of factors with influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. **Biology Review**, Cambridge, v.67, p.321-358, 1992.
- WILLIAMSON, J.C.; JOHNSON, D.B.** Conservation of mineral nitrogen in restored soils at opencast coal mine sites: II The effects of inhibition of nitrification and organic amendmensts on nitrogen losses and soil microbial biomass. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.45, n.3, p.319-326, Sept.1994.