

GUILHERME MONTANDON CHAER

**MODELO PARA DETERMINAÇÃO DE ÍNDICE DE QUALIDADE
DO SOLO BASEADO EM INDICADORES FÍSICOS, QUÍMICOS E
MICROBIOLÓGICOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Microbiologia Agrícola, para obtenção do título de “Magister Scientiae”.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2001

GUILHERME MONTANDON CHAER

MODELO PARA DETERMINAÇÃO DE ÍNDICE DE QUALIDADE DO
SOLO BASEADO EM INDICADORES FÍSICOS, QUÍMICOS E
MICROBIOLÓGICOS

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Microbiologia Agrícola, para obtenção do título de “Magister Scientiae”.

APROVADA: 06 de setembro de 2001.

Prof. Arnaldo Chaer Borges
(Conselheiro)

Prof.^a Maria Catarina M. Kasuya
(Conselheira)

Prof. Nairam Félix de Barros

Prof. Júlio César Lima Neves

Prof. Marcos Rogério Tótola
(Orientador)

Aos meus pais, Aziz e Gilda.

AGRADECIMENTO

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Microbiologia, pela oportunidade de realização do curso.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG –, pela concessão da bolsa de estudos.

À Cia. Suzano de Papel e Celulose, através do Engenheiro José Luiz Gava, pela abertura para o desenvolvimento deste trabalho junto à empresa, pelo apoio e pela acolhida.

Ao Prof. Marcos Rogério Tótola, pela orientação, pela confiança, pelo entusiasmo e, sobretudo, pela amizade.

Ao Prof. Arnaldo Chaer Borges, por ter me acolhido no departamento e pelo otimismo.

À Prof^ª. Maria Catarina Megumi Kasuya, pela amizade e pelos vários anos de orientação que tanto contribuíram para minha formação como pesquisador.

Aos Profs. Júlio César Lima Neves e Nairam Félix de Barros, pelas valiosas sugestões e críticas.

Aos demais professores do Departamento de Microbiologia, pela experiência e pelo conhecimento transmitidos.

Aos funcionários do Departamento de Microbiologia, pela colaboração.

Aos companheiros do Laboratório de Micorrizas e aos colegas de curso, pela alegre convivência e amizade.

Ao Júpiter, pela ajuda nas análises estatísticas.

Ao Carlos, Marcelo, Natália e Patrick, pela ajuda nos trabalhos de campo e de laboratório.

Ao Maurício, pelos vários anos de amizade e pelo incentivo e apoio nas horas difíceis.

À minha namorada Fernanda, pela incansável ajuda, pelo carinho e pela compreensão.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho e para minha formação profissional e humana.

BIOGRAFIA

Guilherme Montandon Chaer, filho de Aziz Vieira Chaer e Gilda Maria Montandon Chaer, nasceu em Curitiba, Estado do Paraná, no dia 13 de outubro de 1975.

Em 1998, graduou-se Engenheiro-Agrônomo pela Universidade Federal de Viçosa. Em 1999, ingressou no Mestrado “*Strictu Sensu*” em Microbiologia Agrícola na mesma Instituição, submetendo-se à defesa de tese em setembro de 2001.

ÍNDICE

	Página
RESUMO	viii
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
3. MATERIAL E MÉTODOS	27
3.1. Caracterização da Área Estudada	27
3.2. Amostragem do Solo	28
3.3. Atividade de Enzimas do Solo	29
3.3.1. Fosfomonoesterases (FME)	29
3.3.2. β -glicosidase	30
3.3.3. Urease	30
3.3.4. Desidrogenases	30
3.4. Carbono da Biomassa Microbiana	31
3.5. Nitrogênio da Biomassa Microbiana	31
3.6. Atividade Respiratória da Biomassa Microbiana	32

3.7. Taxas de Nitrificação e de Amonificação Líquidas	32
3.8. Conteúdo de Fósforo Orgânico no Solo	33
3.9. Construção do Modelo de Índice de Qualidade do Solo	34
3.10. Análises Estatísticas	42
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
4.1. Características Físicas e Químicas do Solo	45
4.2. CBM, NBM e q_{MIC}	48
4.3. Respiração Basal e q_{CO_2}	49
4.4. Atividade de Enzimas do Solo	52
4.5. Taxas de Nitrificação e de Amonificação Líquidas	52
4.6. Índices de Qualidade do Solo	56
4.7. Análise por Componentes Principais.....	59
5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	65
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	68
APÊNDICE	76

RESUMO

CHAER, Guilherme Montandon, M.S. Universidade Federal de Viçosa, setembro de 2001. **Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos.** Orientador: Marcos Rogério Tótola. Conselheiros: Arnaldo Chaer Borges e Maria Catarina Megumi Kasuya.

Este trabalho avaliou o efeito de diferentes métodos de preparo da área e do solo, adotados durante a reforma de um povoamento de eucalipto, sobre a qualidade do solo. A avaliação baseou-se na determinação de indicadores de qualidade de caráter químico, físico e biológico, associados às principais funções do solo. A amostragem do solo foi realizada em agosto de 2000 em área experimental localizada na fazenda Entre Rios, em Botucatu – SP, pertencente à Cia. Suzano de Papel e Celulose. Essa área experimental foi instalada em março de 1995 para se avaliar o efeito de diferentes práticas de preparo do solo sobre o crescimento do eucalipto. Também foi amostrada uma área com vegetação nativa de mata secundária adjacente ao povoamento para constituir material de referência. Os indicadores microbiológicos e bioquímicos mostraram-se mais sensíveis que os químicos ou físicos para avaliar mudanças na qualidade do solo decorrentes das práticas de manejo. Os valores dos indicadores de qualidade foram

usados para compor um índice baseado no Modelo de Índice de Qualidade do Solo de Karlen & Stott (1994). Este modelo modificado permitiu quantificar as mudanças na qualidade do solo resultantes do manejo. O maior índice foi obtido no solo sob vegetação natural, seguido dos solos sob eucalipto submetido a manejos que priorizaram a conservação dos resíduos orgânicos por ocasião da reforma do povoamento. Nos tratamentos em que houve a remoção ou queima do material orgânico da superfície do solo, os índices de qualidade foram os mais baixos. No entanto, para o tratamento submetido à incorporação dos resíduos orgânicos, o índice calculado para a camada de 5 a 20 cm não diferiu dos maiores valores encontrados para as áreas onde os resíduos orgânicos foram conservados mas não incorporados. Isso demonstra a sensibilidade do modelo às alterações da qualidade do solo, mesmo após 5,5 anos da implantação do ensaio experimental. A análise dos indicadores de qualidade por meio de componentes principais ou agrupamento hierárquico foi consistente com os resultados obtidos pelo modelo de qualidade do solo.

ABSTRACT

CHAER, Guilherme Montandon, M.S. Universidade Federal de Viçosa, September, 2001. **A model for the determination of a soil quality index based on physical, chemical, and microbiological indicators.** Adviser: Marcos Rogério Tótola. Committee Members: Arnaldo Chaer Borges e Maria Catarina Megumi Kasuya.

This work evaluated the effect of different methods of site management and soil tillage, adopted during the reformation of a eucalyptus stand, on soil quality. Evaluations were based on the determination of chemical, physical, and biological quality indicators associated with the main soil functions. Soil sampling was done in August, 2000, in an experimental area at the Entre Rios Farm, in Botucatu - SP, belonging to Cia. Suzano de Papel e Celulose. The experimental area was installed in March, 1995, aiming at the evaluation of the effects of different soil tillage practices on eucalyptus growth. Another area with a secondary forest of native vegetation, adjacent to the managed eucalyptus stand, was also sampled to constitute a reference material. For the evaluation of changes in soil quality due to management practices, the microbiological and biochemical indicators were shown to be more sensitive than the chemical or physical ones. Quality indicator values were used to compose an index

based on the Soil Quality Index Model of Karlen & Stott (1994). This modified model allowed the quantification of changes in soil quality resulting from management practices. The largest index was obtained for the soil under natural vegetation, followed by that for soils under eucalyptus submitted to management that prioritized the conservation of organic residues during stand reformation. In the treatments in which removal or burning of the superficial organic residues was done, quality indexes were the lowest. However, for the treatment involving organic residue incorporation, the calculated index for the 5-20 cm soil layer did not differ from the largest values found for the areas from which organic residues were not removed but were left unincorporated. This demonstrated the sensibility of the model to alterations in soil quality, even 5.5 years after the installation of the experimental assay. Quality indicator analysis, involving either main components or hierarchical grouping, was consistent with the results obtained with the modified soil quality model.

1. INTRODUÇÃO

A procura por sistemas de manejo sustentáveis, com baixo uso de insumos, diversificados e com fluxos de energia eficientes constitui-se em objetivo de pesquisadores, agricultores e técnicos florestais em todo o mundo. A Qualidade do Solo, conceito que atribui ao solo várias funções, dentre as quais aquelas responsáveis por manter a produção vegetal, tem sido proposta como um indicador integrado da qualidade do ambiente e da sustentabilidade da produção. Contudo, o conceito de qualidade é abstrato, razão por que se faz necessário o desenvolvimento de sistemas de avaliação quantitativos, baseados em uma combinação de propriedades do solo ou em indicadores de qualidade que melhor reflitam as principais alterações em curso.

Para avaliar a Qualidade do Solo, indicadores químicos, físicos e biológicos chaves devem ser identificados e avaliados quanto à sua sensibilidade a mudanças e distúrbios causados pelo manejo. Esses indicadores necessitam ser quantificados localmente e integrados em um índice de qualidade do solo (IQS), permitindo que se aponte a direção para a qual as mudanças na qualidade do solo estão caminhando. O uso de modelos para determinação de IQS que derivam de modelos anteriormente desenvolvidos para a determinação de índices de produtividade permitem uma avaliação

conjunta das diversas características do solo ou indicadores de qualidade, baseado no relacionamento desses indicadores com as principais funções do solo no ecossistema.

Os modelos de IQS até então utilizados atribuem maior importância a indicadores de caráter físico ou químico. Atualmente, considera-se a necessidade da inclusão de indicadores biológicos, como a diversidade e atividade microbiana, nesses modelos, uma vez que os processos microbiológicos são os mais sensíveis às mudanças do conjunto de propriedades dos solos (Staben et al., 1997). A incorporação de indicadores microbiológicos nos modelos para a determinação dos índices de qualidade dos solos representa o reconhecimento de sua importância na dinâmica dos ecossistemas. Os microrganismos são determinantes na formação do solo, dos ciclos de nutrientes, das transformações da matéria orgânica e da composição de espécies vegetais; participam na estruturação do solo, na solubilização de nutrientes, em associações mutualistas com plantas e animais, afetam a composição da atmosfera do solo, a retenção de água; produzem hormônios e substâncias inibidoras de crescimento de plantas e de microrganismos, além de enzimas e outros compostos com efeitos variados no solo.

Nos últimos anos tem crescido a preocupação das empresas do setor florestal em adotar técnicas de manejo que sejam ambientalmente saudáveis e que garantam a sustentabilidade da produção florestal. Considerando o solo o principal componente relacionado à produção de madeira, pois é ele o responsável pelo suprimento de água e de nutrientes para as plantas, a conservação ou a melhoria da sua qualidade é vital para a sustentação dessa atividade produtiva. A sustentabilidade da atividade florestal está, dessa forma, diretamente relacionada à conservação do solo, a qual torna-se imperativa ao atendimento dos objetivos econômicos da empresa e, também, das exigências da legislação florestal e ambiental.

No Brasil, os trabalhos que buscam avaliar a Qualidade do Solo analisando suas características físicas, químicas e biológicas não desenvolvem ou fazem uso de ferramentas capazes de simplificar a avaliação e interpretação conclusiva dos dados. O objetivo deste trabalho foi o de desenvolver e validar um modelo para a determinação de índice de qualidade do solo, baseado em atributos e indicadores de natureza física, química e biológica, em áreas de produção de eucalipto.

2. REVISÃO DE LITERATURA

Em todo o mundo, a degradação do componente solo tem sido associada com a intensificação da agricultura. Degradação do solo pode ser entendida como a redução da capacidade do solo de produzir, em termos qualitativos e quantitativos, bens e serviços. Normalmente, as paisagens ao longo do mundo sofrem processos de transformação naturais que incluem alguma forma de degradação. No entanto, esses processos normalmente são compensados pela habilidade de recuperação inerente da natureza. A degradação líquida tende a ser irreversível quando atinge grau superior à capacidade restauradora da natureza.

O processo de degradação do solo causada por atividades antrópicas não é recente. Bunney (1990), em seu artigo “Prehistoric Farming Caused Devastating Soil Erosion”, mostra evidências da degradação do solo já no início da história da humanidade. Olson (1981) relata, com base em investigações arqueológicas, que civilizações ancestrais pereceram em razão das consequências ambientais e ecológicas derivadas da exploração abusiva do solo. Só recentemente, no entanto, o processo de degradação têm chamado a atenção do homem em níveis globais, dada a escala com que vêm ocorrendo, sendo considerado uma das quatro maiores preocupações ecológicas,

rivalizando somente com a mudança global do clima, com a depleção da camada de ozônio e com declínios na biodiversidade (Doran et al., 1996).

Inventários sobre a capacidade produtiva dos solos indicam a degradação induzida pelo homem de quase 40% de todas as terras cultivadas do mundo (Oldeman, 1994). No Brasil, desde o início da colonização brasileira, tem sido registrada a destruição de recursos naturais, com a conseqüente degradação do solo por práticas exploratórias que ocasionaram a destruição de enormes áreas de vegetação nativa. De um total de aproximadamente 1,3 milhão de quilômetros quadrados de Mata Atlântica primitiva, restam apenas cerca de 50 mil – menos de 5% da área original (Corrêa, 2000b). As áreas desmatadas da Floresta Amazônica, da Mata Atlântica e do Cerrado somam 2,5 milhões de Km² – quase 30% do território brasileiro, ou a soma das superfícies formadas pelos estados das regiões nordeste e sudeste (Corrêa, 2000b). Segundo Corrêa (2000a), existem estimativas que indicam que o Brasil perde, por efeito da erosão hídrica, cerca de 2 a 2,5 bilhões de toneladas de solo, anualmente. Somente com a produção de grãos (situada em torno de 80 milhões de toneladas), o carreamento pela enxurrada é de, aproximadamente, um bilhão de toneladas de terra. Este autor estima ainda o prejuízo causado pela perda dos nutrientes pela erosão no Brasil em quatro bilhões de dólares por ano.

Atividades agrosilvipastoris predatórias e o demasiado uso de máquinas e equipamentos pesados têm resultado em acelerado processo de perda de solo superficial por meio da erosão hídrica e eólica, no decréscimo acentuado do conteúdo de matéria orgânica e conseqüente aumento da liberação de dióxido de carbono para a atmosfera. Também o cultivo de monoculturas, o uso excessivo de fertilizantes e práticas que concorrem para a retirada de cobertura vegetal do solo, como a derrubada de florestas e as queimadas, levam à degradação do solo (Osaki, 1994). A redução no conteúdo de matéria orgânica no solo tem resultado em deterioração na estrutura do solo, na redução da capacidade de retenção e de infiltração de água e no aumento da compactação. Finalmente, o desenvolvimento de solos salinos tem sido resultado de técnicas inadequadas de irrigação (Doran, 1997).

As empresas do setor florestal inserem-se nesse contexto, pois o solo pode ser considerado o seu principal bem de produção. A conservação ou a melhoria da sua qualidade é vital para a sustentação da atividade produtiva. A sustentabilidade da atividade florestal está, dessa forma, diretamente relacionada à conservação do solo.

Uma floresta sustentável pode ser definida como aquela que atende as necessidades humanas por meio do cultivo e colheita de árvores destinadas a fornecer produtos e energia, conservando e protegendo o solo, a água, o habitat da fauna e a estética do ambiente (Burger & Kelting, 1999). A floresta sustentável é implementada pela adoção de práticas de manejo sustentáveis, ou seja, práticas que possuem como objetivo primário manter a produção ao longo do tempo sem degradar os recursos dos quais ela é dependente.

Apesar das práticas de manejo florestal serem baseadas nas melhores informações e experiências disponíveis no setor, em muitos casos essas práticas não têm sido bem desenvolvidas, sua efetividade não tem sido estabelecida e seus fundamentos científicos são questionáveis (Burger & Kelting, 1999). Essa afirmação é baseada no fato de que, em muitas situações, o principal critério utilizado para definir as práticas de manejo de uma atividade agrícola ou florestal é a sua relação com a produtividade da cultura. Esse critério é considerado inadequado, pois a produtividade é influenciada também por vários fatores que independem do solo, como o clima, o genótipo ou efeitos catastróficos (ex. fogo, pragas, doenças) (Kelting et al., 1999). Variedades ou genótipos altamente produtivos, por exemplo, podem ser menos sensíveis a mudanças nos fatores do solo, dada a sua maior eficiência no uso de água e de nutrientes (Vance, 2000). Outro fator relevante, no caso de florestas comerciais, é que as medidas de produtividade tradicionais (diâmetro, volume, peso) capturam apenas uma fração da atual produtividade do sítio, ou seja, a madeira, enquanto que a produtividade associada com a produção de raízes, folhagem, estruturas de reprodução e serapilheira é geralmente ignorada (Powers, 1991, citado por Kelting et al., 1999), podendo-se, assim, ter uma indicação incompleta ou falsa do impacto do manejo sobre a produtividade em longo prazo.

Vários autores têm sugerido que os avanços tecnológicos, apesar de trazerem muitos benefícios ambientais, possuem o potencial de mascarar a degradação do solo. Burger (1996) demonstrou que a avaliação comparativa do crescimento de *Pinus taeda* L. durante vários ciclos era inadequada para medir a conservação do solo de florestas plantadas, dada a influência de fatores de crescimento não-relacionados ao solo, como a utilização de genótipos melhorados e uma combinação de práticas silviculturais, sobre a produtividade da floresta. Richardson et al. (1997) concluíram, também, que a produtividade de pinus pode ser mantida com a utilização de práticas como o cultivo, a

aplicação de fertilizantes, o controle de plantas daninhas e o melhoramento genético durante várias rotações, com o custo da perda da qualidade do sítio.

A avaliação direta das propriedades do solo parece ser a forma mais adequada de medir ou monitorar a sua conservação ou qualquer processo de degradação em curso (Burger, 1996). A avaliação da qualidade do solo tem sido crescentemente proposta como um indicador integrado da qualidade do ambiente e da sustentabilidade da produção agrícola ou florestal. Um solo manejado corretamente, de forma que aumente ou conserve a sua qualidade, não somente irá aumentar a produtividade das culturas, como também contribuirá para manter a qualidade ambiental (Kennedy & Papendick, 1995). Qualidade do solo tem sido definida como “a capacidade de um tipo específico de solo funcionar, dentro dos limites do ecossistema manejado ou natural, como sustento para o desenvolvimento de plantas e de animais, de manter ou de aumentar a qualidade da água e do ar e de promover a saúde humana” (Doran & Parkin, 1994). Dessa forma, fica explícito que a produtividade do solo, a qual é tipicamente avaliada pela produção de biomassa, está contida dentro da definição de qualidade do solo, mas não a substitui.

A avaliação acurada e consistente da qualidade do solo requer um método sistemático para se medir e interpretar as propriedades que sirvam adequadamente como indicadores (Granatstein & Bezdicek, 1992). Apesar de tais métodos existirem para monitorar e avaliar a qualidade do ar e da água, nenhum método isoladamente foi aceito de forma ampla para se avaliar a qualidade do solo (Glover et al., 2000). O solo é um ambiente complexo, onde interagem inúmeros processos químicos, físicos e biológicos os quais estão constantemente em fluxo, são de natureza heterogênea e, freqüentemente, de difícil medição. Combinando esses fatores de complexidade do ambiente solo com a definição de qualidade do solo, que reconhece as suas múltiplas funções, pode se ter idéia que a medida de qualidade desse sistema é extremamente difícil (Kelting et al., 1999). Uma forma que tem sido proposta para superar essa dificuldade é a de se definir explicitamente as funções da qualidade do solo, identificando os atributos de cada função, e então, selecionar um conjunto mínimo de indicadores para a medição de cada atributo (Doran & Parkin, 1994; Karlen & Stott, 1994; Larson & Pierce, 1994).

O solo tem como função o suporte aos processos da vida, ou seja, prover o suporte físico e os nutrientes para as plantas, promover a retenção e o movimento da água, suportar as cadeias alimentares do solo e as funções reguladoras do ambiente, incluindo a ciclagem de nutrientes, a diversidade microbiana, a remediação de poluentes

e a imobilização de metais pesados (Bezdicek, 1996). A figura 1 mostra o relacionamento das funções do solo, com respeito à produção vegetal (Larson & Pierce, 1994), com os atributos do solo, que podem ser resumidos nas suas qualidades físicas, químicas e biológicas. De certa forma, a capacidade do solo de desenvolver todas as funções listadas está direta ou indiretamente ligada, e em graus de importância diferenciada, à qualidade apresentada por todos os atributos. Por exemplo, a função do solo de armazenar, suprir e ciclar nutrientes está diretamente relacionada a atributos biológicos, como a ciclagem de nutrientes, a atributos químicos, como a capacidade de troca catiônica e a atributos físicos, como o conteúdo de areia, de silte e de argila.

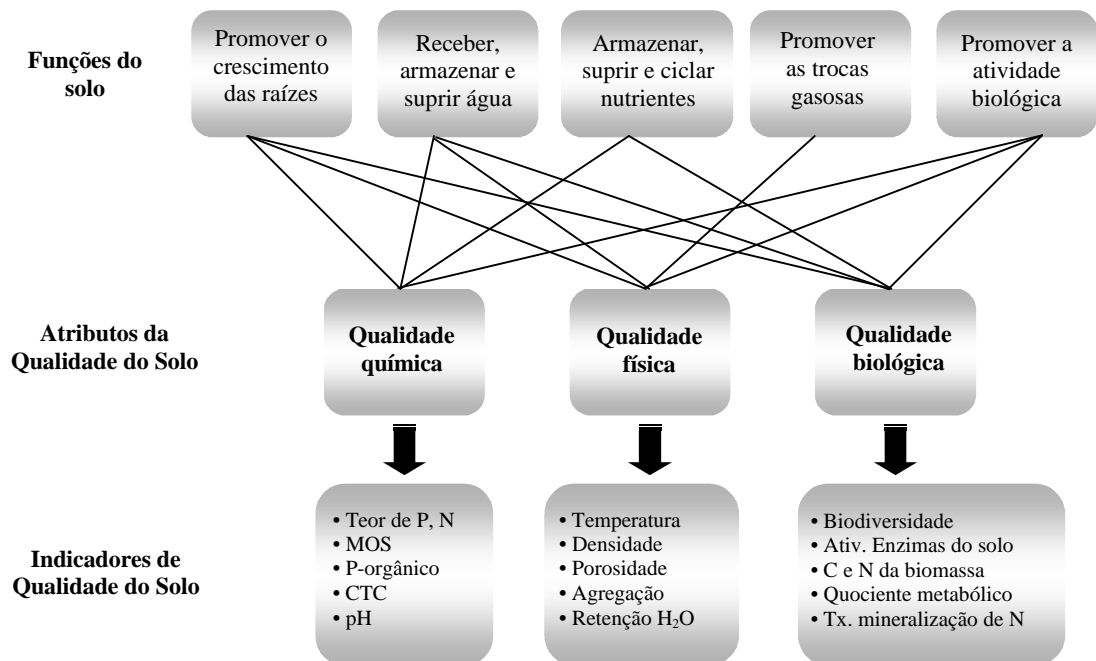


Figura 1. Funções do solo, atributos a elas relacionados e indicadores de qualidade do solo para a produção vegetal.

Os atributos do solo não podem ser medidos diretamente. Assim, devem ser selecionados os indicadores (Figura 1), os quais são substitutos mensuráveis dos atributos do solo. Um indicador pode ser simplesmente uma variável mensurável, a exemplo da temperatura do solo; um processo, como a taxa de mineralização de nitrogênio ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$); ou uma construção complexa de variáveis múltiplas, como

um índice, o qual inclui inúmeras medidas do solo tais como a densidade, a uniformidade de agregados, a matéria orgânica e outros (Burger & Kelting, 1999).

Segundo Stenberg (1999), nenhum indicador individualmente irá descrever e quantificar todos os aspectos da qualidade do solo. Nem mesmo uma única função do solo poderia ser avaliada, visto que todos os atributos do solo têm que ser colocados em relação um com o outro. Os critérios para a seleção de indicadores de qualidade do solo relacionam-se principalmente com a sua utilidade em definir os processos do ecossistema, integrando propriedades físicas, químicas e biológicas, além da sua sensibilidade ao manejo e às variações climáticas (Doran, 1997). Stenberg (1999) sintetizou em cinco os critérios propostos por Brookes (1993) e Doran & Parkin (1996) para a seleção de indicadores para monitorar a qualidade do solo:

- (i) Devem integrar propriedades e processos químicos, físicos e biológicos e representar as propriedades ou funções do solo que são mais difíceis de se medir diretamente (sobreposição de indicadores pode ser necessária para assegurar uma interpretação mais robusta).
- (ii) A relevância ecológica e a sua variação natural devem ser bem conhecidas.
- (iii) Devem ser sensíveis a variações em longo prazo no manejo e no clima, mas resistentes a flutuações em curto prazo devidas a mudanças climáticas ou ao desenvolvimento da cultura.
- (iv) Devem possibilitar sua medição acurada e precisa através de uma ampla variação de tipos e condições de solo.
- (v) Devem ser de determinação simples e de baixo custo, para permitir que um grande número de análises possa ser realizado.

Um dos obstáculos que devem ser transpostos para avaliar a qualidade do solo é a interpretação dos indicadores de qualidade, ou seja, saber quando é que os valores obtidos indicam um bom solo. Atualmente, existe na literatura uma grande quantidade de informação acerca dos indicadores de caráter químico e físico que permite, com certo grau de confiabilidade, definir faixas de valores adequados para essas características em diversos tipos de solos e culturas. No entanto, apesar do crescente número de trabalhos envolvendo a análise de indicadores microbiológicos, a base de informações disponível para essas características ainda é pouco consistente para se fazer uma interpretação adequada e para se definir valores ótimos em diferentes situações. As principais causas estão no fato dos testes microbiológicos não serem incluídos em análises de solo de

rotina e a falta de padronização de métodos desde a amostragem, estocagem e pré-tratamento das amostras até os procedimentos analíticos e a apresentação dos resultados (Stenberg, 1999).

A qualidade “ideal” para um solo também não é conhecida, e o ideal irá diferir entre os vários tipos de solo e para cada cultura que está ou será estabelecida. Logo, é necessária a determinação de referenciais que possam servir de base para a interpretação e comparação. O critério de referência pode ser um sítio específico que representa uma área com tipo de solo e condições climáticas similares ou pode ser temporal, quando o valor referencial é obtido na amostragem inicial. A qualidade do solo é então monitorada por sucessivas amostragens feitas no mesmo local. Tem sido sugerido adotar como critério de referência as condições prevalecentes em solos que suportam uma vegetação nativa e que tenham sofrido mínimos distúrbios antropogênicos (Dick, 1994; Doran et al., 1994; Trasar-Cepeda et al., 1998; Wick et al., 1998; Islam & Weil, 2000; Leirós et al., 2000; Pascual et al., 2000). Nesse caso, há uma larga aplicabilidade como medida de qualidade do solo com respeito a sustentabilidade, pois as propriedades físicas, químicas e biológicas de solos que suportam uma vegetação nativa evoluíram para um estado de equilíbrio que assegura uma viabilidade de longo prazo do ecossistema circunvizinho (Doran et al., 1994).

Indicadores Microbiológicos

A avaliação das características biológicas do solo se adequa à maioria dos critérios para a seleção de um indicador de qualidade do solo (Doran & Zeiss, 2000), apesar deste componente ter sido ignorado, em inúmeros estudos, como um importante aspecto da funcionalidade do ecossistema (Kennedy & Smith, 1995). Entretanto, características microbianas do solo estão sendo cada vez mais avaliadas como indicadores sensíveis da sua qualidade (Staben et al., 1997; Trasar-Cepeda et al., 1998; Wick et al., 1998; Stamatiadis et al., 1999a,b; Deboz et al., 1999; Glover et al., 2000; Murage et al., 2000; Islan & Weil, 2000; Leirós et al., 2000), dado o relacionamento entre atividade e diversidade microbiana, qualidade do solo e da vegetação e sustentabilidade do ecossistema (Doran et al., 1994).

Dentre as várias justificativas para o uso de microrganismos e processos microbiológicos como indicadores de qualidade do solo, destacam-se a sua capacidade

de responder rapidamente a mudanças no ambiente do solo derivadas de mudanças no manejo e o fato de que a atividade microbiana do solo reflete a influência conjunta de todos os fatores que regulam a degradação da matéria orgânica e a transformação dos nutrientes (Kennedy & Papendick, 1995; Stenberg, 1999). Os microrganismos constituem ainda uma grande e dinâmica fonte e depósito de nutrientes em todos os ecossistemas e participam ativamente em processos benéficos como a estruturação do solo, a fixação biológica de nitrogênio, associações micorrízicas, a solubilização de nutrientes para as plantas, a redução de patógenos e pragas de plantas, a degradação de compostos persistentes aplicados ao solo e em outras alterações nas propriedades do solo que afetam o crescimento vegetal (Quadro 1) (Kennedy & Papendick, 1995; Kennedy & Smith, 1995). Dessa forma, um solo de alta qualidade possui atividade biológica intensa e contém populações microbianas balanceadas, sendo vários os indicadores microbiológicos que podem fornecer uma estimativa da qualidade do solo.

Quadro 1. Processos benéficos derivados da atividade de microrganismos no solo (modificado de Kennedy & Papendick, 1995)

Processo	Agente/Causa	Conseqüências no solo
Decomposição de resíduos de plantas e material orgânico	Produção de enzimas intra e extracelulares	Síntese de húmus Mineralização de N, P e S
Aumento na disponibilidade de P, Mn, Fe, Zn e Cu para as plantas	Fungos micorrízicos Populações de microrganismos decompositores Produção de agentes quelantes orgânicos Reações de oxidação e redução Solubilização de fosfatos	Maior produtividade primária Aumento dos fluxos de matéria e de energia no ecossistema
Fixação biológica de nitrogênio	Bactérias fixadoras de vida livre e cianobactérias Microrganismos associativos Microrganismos simbióticos com leguminosas e não leguminosas	Aumento da disponibilidade de nitrogênio para as plantas
Promoção do crescimento de plantas	Bactérias PGPR e fungos micorrízicos Produção de hormônios de crescimento de plantas Proteção contra patógenos de raiz Aumento na eficiência no uso de nutrientes	Maior produtividade primária Aumento dos fluxos de matéria e de energia no ecossistema
Controle biológico de doenças de plantas, nematóides, insetos e plantas invasoras	Predação e parasitismo de nematóides e insetos por fungos e bactérias Competição direta e indireta por nutrientes na rizosfera Produção de antibióticos	Equilíbrio ecológico de populações no solo
Biodegradação de pesticidas sintéticos e outros contaminantes	Cometabolismo, destoxificação, consórcios microbianos	Redução da persistência de compostos tóxicos no ambiente
Aumento na tolerância de plantas ao déficit hídrico	Associações micorrízicas	Manutenção da cobertura vegetal sob condições hídricas adversas
Agregação do solo	Produção de mucigel por bactérias e hifas de fungos e actinomicetos que atuam na ligação das partículas de solo	Redução da erosão Melhor infiltração de água no solo Melhor aeração do solo

Segundo Stenberg (1999), os estudos dos microrganismos do solo podem ser feitos em pelo menos cinco níveis diferentes. O primeiro nível é a observação dos organismos em nível individual. Isso pode ser feito com microscopia ou microeletrodos para a caracterização da atividade microbiana em nível individual ou de uma microcolônia. Os problemas são obviamente metodológicos e a microescala apresenta-se muito pequena para ser prática para a avaliação da qualidade do solo. O segundo nível considera as populações em nível de espécie, onde a dinâmica de espécies definidas pode ser estudada por meio de sondas genéticas ou de técnicas usando anticorpos. O terceiro nível também considera as populações, mas em nível funcional, e pode incluir grupos específicos de microrganismos. Estudos neste nível podem ser feitos com a mesmas técnicas utilizadas no nível 2, mas com o uso de sondas e anticorpos de forma a terem como alvos uma gama maior de espécies dentro do grupo funcional. Outra forma é medir as taxas potenciais da atividade de populações microbianas específicas. O quarto nível se preocupa com a comunidade microbiana como um todo, estudando a diversidade genética e fisiológica. A biomassa total ou enzimas em geral poderiam também ser incluídas aqui como medidas quantitativas da comunidade total. O quinto está no nível do ecossistema. Ele pode ser descrito por meio de dados obtidos em todos os outros níveis. Assim, estudos neste nível requerem uma avaliação integrada dos dados, incluindo os fatores químicos e físicos do solo.

Em geral, nos estudos que focam a qualidade do solo são avaliadas características microbiológicas que podem ser enquadradas do nível 3 ao 5. Há ênfase na relação entre os microrganismos e a ciclagem de nutrientes, sendo comum a avaliação da atividade microbiana, a quantificação da biomassa de microrganismos e a medição de várias enzimas do solo envolvidas na ciclagem de nutrientes chaves (C, N, P e S). Também é comum a avaliação da atividade de populações específicas ou grupos funcionais de microrganismos envolvidos na ciclagem e transformações do nitrogênio. Estudos que avaliam a relação entre a qualidade do solo e a diversidade de microrganismos são cada vez mais freqüentes como consequência do grande avanço das ferramentas e métodos de avaliação. No entanto, apesar do grande potencial para o uso da análise da diversidade microbiana como indicadora de mudanças na qualidade do solo, o seu uso ainda é limitado, principalmente pelo fato de que as técnicas ainda são trabalhosas e de custo relativamente elevado para serem utilizadas em análises de rotina.

Avaliação e Interpretação dos Indicadores de Qualidade

São muito comuns na literatura trabalhos que avaliam o efeito de práticas de manejo sobre várias características do solo ou de indicadores de caráter físico, químico e biológico, buscando determinar seu efeito sobre a qualidade do solo. No entanto, tais trabalhos são pouco conclusivos e de difícil interpretação, dada a grande complexidade do sistema em estudo. Isso se deve a várias razões, dentre elas o fato do estudo da qualidade do solo implicar na necessidade da avaliação de um grande número de características, gerando um grande volume de dados, o que aumenta proporcionalmente a dificuldade na interpretação. Em alguns casos, a ocorrência de tendências divergentes em diferentes indicadores dificulta ainda mais um julgamento conclusivo. É muito comum encontrar em solos que sofrem adubações químicas uma divergência antagônica entre os valores encontrados dos indicadores químicos e os biológicos. Em geral, quando se comparam solos que estão submetidos à atividade agrícola intensiva com solos sob vegetação nativa, observa-se redução nos valores encontrados para indicadores biológicos associados à redução no conteúdo de matéria orgânica e, paralelamente, uma melhoria significativa nas características químicas do solo usadas como critério de fertilidade. Essa tendência é clara no trabalho de Júnior & Melo (1999), em que foram analisados nitossolos (terra roxa estruturada) sob cultivo de algodão por dez anos e sob mata natural.

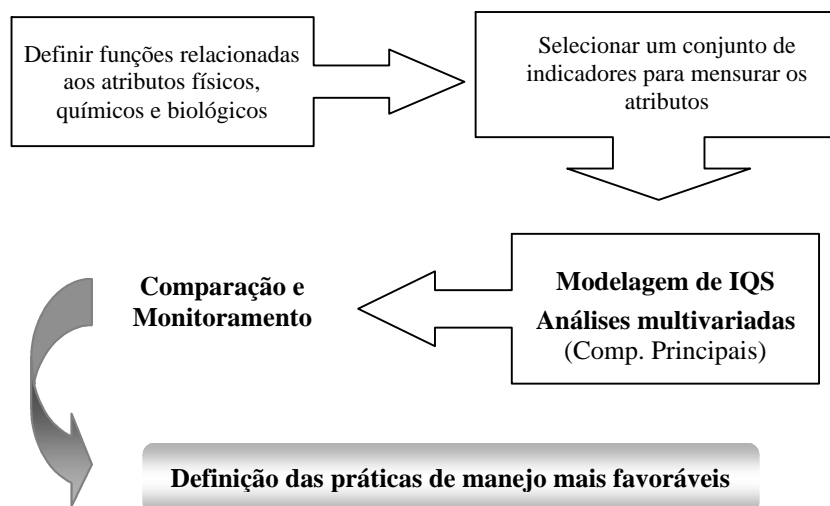


Figura 2. Estratégia para avaliação da qualidade do solo.
IQS: Índice de Qualidade do Solo

Com base na definição das funções e dos atributos da qualidade do solo (Figura 1), vários autores têm sugerido alternativas para a avaliação global de um conjunto de indicadores de qualidade (Figura 2). Essas incluem-se dentro de duas estratégias distintas: a utilização de indicadores de qualidade para construção de modelos para determinação de índices de qualidade do solo (IQS) ou por meio de métodos baseados em representações gráficas da performance de indicadores ou de funções do solo, que podem ser obtidas com o auxílio de técnicas de redução de variáveis, como a análise multivariada de componentes principais. Essas estratégias são detalhadas a seguir.

Índices de Qualidade do Solo

Uma estratégia comumente sugerida para se avaliar um conjunto de indicadores de qualidade do solo é o cálculo de um índice de qualidade. O índice constitui uma ferramenta para agregação e simplificação de informações de natureza diversa (Sands & Podmore, 2000) de modo que, neste caso, ele irá “quantificar” a qualidade do solo. Tais índices podem ser úteis para o monitoramento do estado geral do solo e para a identificação de práticas de manejo mais adequadas, constituindo-se em uma ferramenta para buscar soluções técnicas que atuem diretamente nos atributos do solo que estão pesando negativamente no índice de qualidade. Uma vez bem definidos, esses índices podem ser ainda utilizados para o monitoramento da qualidade do solo em programas de recuperação de áreas degradadas, para orientar legislações e políticas relacionadas à ocupação do solo, além de servir como um método de fiscalização/orientação de programas e políticas agrícolas e no estabelecimento de um referencial para valoração da terra.

Os índices de qualidade do solo podem ser obtidos por meio de uma expressão ou modelo matemático que inclua os atributos do solo considerados. Assim, a soma dos efeitos dos atributos selecionados (quantificados pelos seus respectivos indicadores), que são determinantes da qualidade do solo de um dado ambiente, é expressa no índice de qualidade (Burger & Kelting, 1999). Essa conceituação pode ser melhor visualizada na Figura 3, adaptada de Burger & Kelting (1999), que representa um conjunto de indicadores para monitorar os efeitos do manejo sobre o solo. Os indicadores são mostrados no diagrama como setores nomeados de A até G, que compõem a área de um círculo. A soma de todos os indicadores (área do círculo) é o índice de qualidade do

solo. Práticas de manejo como aração, drenagem, irrigação, uso de fertilizantes e controle da vegetação com herbicidas ou fogo podem ter tanto efeitos positivos quanto negativos na qualidade do solo, a qual é definida, neste exemplo, como a capacidade de um solo sustentar a produtividade vegetal. A conservação do solo e as melhorias conferidas por essas práticas incluem o aumento do teor de nutrientes do solo, da disponibilidade de ar e água, da deposição de matéria orgânica, etc. Embora não-intencionais, os efeitos de degradação dessas práticas poderiam incluir a quebra de agregados, a compactação, a depleção da matéria orgânica e de nutrientes e a acidificação. Ambas mudanças, positivas e negativas, ocorrem simultaneamente, levando a uma mudança líquida na qualidade do solo que pode ser melhor, pior ou invariável. Em qualquer caso, as propriedades do solo mudam, e conhecer o efeito líquido é o objetivo do índice (Burger & Kelting, 1999).

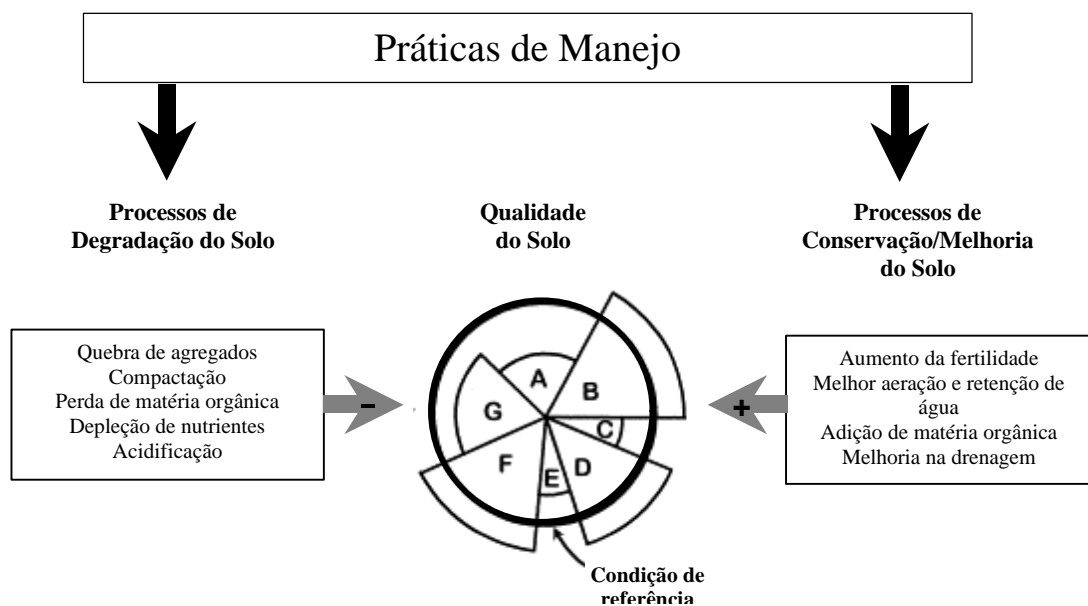


Figura 3. Conceituação dos efeitos das práticas de manejo sobre a qualidade do solo (adaptada de Burger & Kelting, 1999).

O exemplo mostra que uma combinação de impactos positivos e negativos melhora alguns dos atributos (setores expandidos que excedem o nível original ou a condição de referência), enquanto decresce o nível de outros (setores retraídos). Para melhor compreender esse modelo espacial, se a soma das áreas dos setores após o

tratamento for maior do que a área original do círculo, o efeito líquido do tratamento sobre a qualidade do solo é positivo; se for menor, o efeito líquido é negativo. Se a soma da área dos setores for a mesma que a do círculo original, a qualidade do solo é mantida, mesmo que as práticas de manejo adotadas possam ter alterado alguns ou todos os atributos do solo, alguns positivamente e outros negativamente. Idealmente, todas as mudanças deveriam ser em direção positiva para melhorar a produtividade, mas, independentemente disso, é preciso conhecer quais mudanças são causadas por determinada prática e como essas mudanças afetam a produtividade (Burger & Kelting, 1999).

Muitas das tentativas de se compor um índice integrado de qualidade do solo evoluíram de modelos para se determinar índices de produtividade do solo, a exemplo do desenvolvido por Storie (1933), citado por Kelting et al. (1999) e por Schoenholtz et al. (2000), que criou um quadro de pontuação para o solo baseado em valores medidos para cinco propriedades: textura, profundidade, drenagem, alcalinidade e morfologia do perfil do solo. Cada propriedade é pontuada de 0 a 1, de acordo com sua contribuição para a produtividade da cultura agrícola. As pontuações das cinco propriedades são então multiplicadas para criar uma pontuação relativa. Outros autores, utilizando a mesma abordagem, desenvolveram um modelo que combinava os atributos do solo em um índice geral de qualidade, denominado *índice de produtividade (PI)* (Kiniry et al., 1983, citados por Burger & Kelting, 1999). O *PI* consiste de um modelo multiplicativo que integra medidas de campo, tomadas para diversas variáveis do solo, e que definem um índice relacionado à produtividade vegetal. Segundo o modelo *PI*, as raízes irão assumir uma distribuição ideal se não houver restrições do solo ao crescimento com a profundidade e, se houver alguma restrição, as raízes irão se desviar dessa distribuição ideal ocasionando a redução da produtividade. Kiniry et al. (1983) escolheram cinco variáveis do solo para incluir em seu modelo: (1) disponibilidade de água; (2) densidade do solo; (3) aeração; (4) pH e (5) condutividade elétrica. O *PI* foi então calculado usando o modelo, a saber:

$$PI = \sum_{i=1}^d (A \times B \times C \times D \times E \times RI)_i,$$

onde *A*, *B*, *C*, *D* e *E* são valores determinados a partir de curvas de suficiência desenvolvidas para cada variável com respeito ao crescimento das raízes, *RI* é o fator-peso baseado na distribuição ideal das raízes e *i* representa as camadas ou horizontes do solo. As curvas de suficiência definem o relacionamento entre cada atributo da

qualidade do solo e a produtividade (Kelting et al., 1999). As curvas de suficiência e o *RI* são padronizados entre zero e um, de modo que o valor de *PI* estará nesse intervalo. Tanto quanto o *PI* se aproximar da unidade, a distribuição das raízes se aproxima da ideal e a produtividade do sítio aumenta. O modelo *PI* foi adaptado (Gale & Grigal, 1988) para estimar a produtividade de solos florestais e apresentou-se promissor para florestas plantadas. Esse modelo foi proposto para se avaliar o impacto de práticas de manejo sobre a produtividade florestal e, atualmente, é a base dos modelos que estão sendo desenvolvidos para se medir a qualidade do solo (Kelting et al., 1999).

Os modelos de qualidade do solo propostos são conceitualmente similares, exceto pelo fato de que incluem as propriedades que representam as funções do solo e constituem-se, na maioria, em modelos aditivos, a exemplo do modelo geral de qualidade do solo proposto por Gale et al. (1991), que determina um índice do efeito líquido do manejo em um conjunto mínimo de atributos do solo:

$$IQS = \sum_{i=1}^d [(CR \times p) + (SA \times p) + (SN \times p) + (TG \times p) + (AB \times p)] \times WF_d ,$$

onde *IQS* é o índice de qualidade do solo que expressa a somatória da expressão que considera os níveis de suficiência para o crescimento da raiz (*CR*), para o suprimento de água (*SA*), para o suprimento de nutrientes (*SN*), para as trocas gasosas (*TG*) e para a atividade biológica (*AB*), multiplicados pelo peso relativo aplicado a cada atributo (*p*) e, finalmente, multiplicado pelo peso relativo ao volume de cada horizonte *i* do solo (*WF*). Esse modelo foi utilizado para se avaliar o impacto de diferentes práticas de manejo em florestas de pinus sobre a qualidade do solo (Kelting et al., 1999).

O efeito de sistemas de produção sobre a qualidade do solo pode ser avaliado pelo uso de curvas de pontuação normalizadas semelhantes a curvas de suficiência (Karlen & Stott, 1994), criadas através de sistemas de aproximação desenvolvidos por Wymore (1993). O modelo proposto é similar em seus princípios básicos ao modelo *PI* e a qualidade do solo (*Q*) é determinada usando um modelo aditivo:

$$Q = q_{WE}(wt) + q_{WMA}(wt) + q_{RD}(wt) + q_{FQP}(wt) ,$$

onde as pontuações são atribuídas para a habilidade do solo de permitir a entrada de água (q_{WE}), de facilitar a transferência e a absorção de água (q_{WMA}), de resistir à degradação (q_{RD}) e de sustentar o crescimento das plantas (q_{FQP}), sendo *wt* o peso relativo aplicado a cada atributo. Os pesos numéricos (*wt*) para cada atributo do solo são definidos de acordo com a interpretação empírica da importância desses atributos em

preencher todos os requisitos que mantêm a qualidade do solo sob uma condição específica de uso. Os pesos para todas as funções do solo devem somar 1,0. Assim, um solo ideal, que preenchesse todas as funções consideradas importantes, teria a pontuação igual a 1,0. Solos que falhassem em se adequar a esse critério teriam pontuações menores. Associados com cada função do solo existem indicadores de qualidade do solo, que influenciam determinada função em diferentes graus. Assim como as funções do solo, os pesos numéricos associados aos indicadores de qualidade do solo para cada função devem somar 1,0. Os pesos numéricos para cada indicador de qualidade do solo são multiplicados pela pontuação do indicador, calculada por meio de funções de pontuação padronizada (“*standardized scoring functions*”), que normalizam a medida do indicador para valores entre 0 e 1,0 (Figura 4). As curvas de pontuação são geradas a partir da seguinte equação (Wymore, 1993):

$$PP = \frac{1}{1 + ((B - L)/(x - L))^{2S(B+x-2L)}},$$

onde *PP* é a pontuação padronizada; *B* é o valor na linha-base da propriedade do solo, onde a pontuação equivale a 0,5; *L* é o limite inferior; *S* é a inclinação da tangente da curva na linha-base e *x* é o valor da propriedade do solo. As equações das curvas de pontuação podem gerar três tipos de funções de pontuação padronizadas (Figura 4), as quais são usadas para se avaliar a qualidade do solo: (1) “mais é melhor” (ex. matéria orgânica do solo), (2) “menos é melhor” (ex. compactação do solo), e (3) “ótimo” (ex. pH). A forma dessas curvas é determinada pelos valores críticos que incluem os valores-limites e os da linha-base (Glover et al., 2000). Esses valores são baseados na literatura, na experimentação, na opinião de especialistas ou podem ser observados sob condições de solo próximas às consideradas ideais em locais preservados ou em culturas

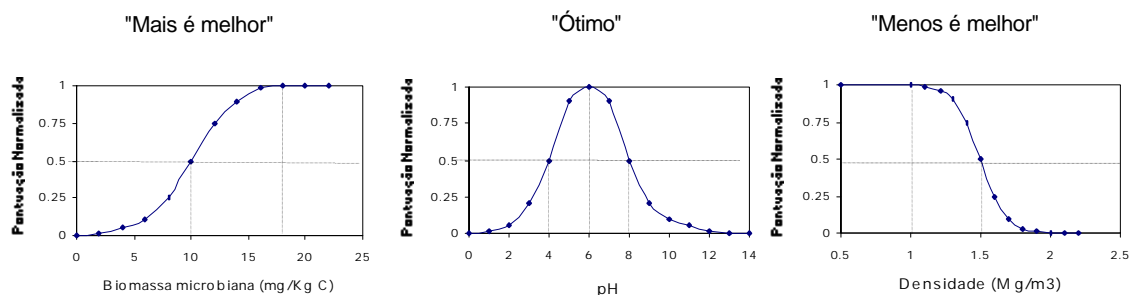


Figura 4. Tipos de funções de pontuação normalizadas geradas em função do indicador de qualidade do solo.

específicas (Karlen et al., 1994a,b; Burger & Kelting, 1999; Kelting et al., 1999). Os valores-limites são os valores das propriedades do solo onde a função de pontuação equivale a 1,0, quando a propriedade do solo medida está em nível ótimo, ou a zero, quando a propriedade do solo está em nível inaceitável. Os valores da linha-base são as propriedades do solo onde a função de pontuação é igual a 0,5 e equivale aos pontos médios entre os valores-limite da propriedade do solo considerada. A inclinação da curva de pontuação na linha-base pode ser determinada usando funções otimizadas mediante planilhas eletrônicas (Glover et al., 2000).

O modelo de índice de qualidade do solo proposto por Karlen & Stott (1994) tem sido aplicado em vários trabalhos desde então. Hussain et al. (1999) utilizaram essa ferramenta para analisar um conjunto de dados obtidos durante sete anos de amostras retiradas de solos sob cultivo de cereais submetidos ao sistema de plantio direto, ao uso de arado de aiveca ou de disco. Os valores das características do solo relacionadas às funções do solo e que se constituíam em indicadores potenciais de qualidade do solo foram normalizados, e os valores-limites para a construção das funções de pontuação foram obtidos da literatura. Os índices assim calculados diferiram significativamente e permitiram concluir que a qualidade do solo avaliada desta forma mostrou-se mais elevada nas áreas submetidas ao plantio direto.

Glover et al. (2000) também utilizaram esse modelo, dada a sua flexibilidade e facilidade de uso, para avaliar o efeito de sistemas de produção de maçã convencional, orgânico e integrado (com características tanto do sistema convencional quanto do orgânico), sobre a qualidade do solo. Após a pontuação de todos os indicadores de qualidade do solo, a pontuação das funções do solo foram obtidas pela soma dos produtos de pesos numéricos de seus indicadores associados (Quadro 2) e da pontuação da característica do solo normalizada. O quadro 3 mostra os valores dos parâmetros usados para a construção das funções de pontuação para cada indicador analisado. O sistema integrado de produção de maçã apresentou índice de qualidade do solo de 0,92, o qual foi significativamente superior ao obtido para o sistema convencional (0,78); o sistema orgânico de produção apresentou índice de 0,88, não diferindo significativamente dos outros dois sistemas. Segundo os autores, os pesos associados às funções do solo podem ser modificados para refletir prioridades e necessidades especiais dos pesquisadores ou produtores, de modo a tornar a tabela de pontuação uma ferramenta útil para a interpretação da qualidade do solo a partir de múltiplas perspectivas. Quando usado por um período de vários anos para avaliar diferentes

sistemas, esse índice pode ajudar a determinar tendências e taxas de mudanças associadas com um sistema de manejo particular, de modo a que se definam as melhores práticas de manejo para regiões e culturas específicas.

Quadro 2. Pesos numéricos associados aos indicadores e às funções do solo para determinação do índice de qualidade do solo

Funções	Peso	Indicadores Nível 1	Peso	Indicadores Nível 2	Peso
<i>Permitir a entrada de água</i>	0.25	Estabilidade de agregados	0.40		
		Densidade do solo	0.40		
		Minhocas	0.20		
<i>Facilitar o movimento e disponibilidade de água</i>	0.25	Capac. retenção água	0.40		
		Porosidade	0.25		
		Carbono orgânico	0.25		
		Minhocas	0.10		
<i>Resistir a degradação estrutural</i>	0.25	Estabilidade de agregados	0.40		
		Carbono orgânico	0.40		
		Processos microbianos	0.20	C-biomassa	0.40
				N-biomassa	0.40
			Capac. retenção água	0.20	
<i>Sustentar a qualidade e produtividade dos frutos</i>	0.25	CTC	0.20		
		Carbono orgânico	0.20		
		pH	0.10		
		Processos microbianos	0.10	C-biomassa	0.40
				N-biomassa	0.40
				Capac. retenção água	0.20

Fonte: Glover et al. (2000)

Quadro 3. Funções de pontuação para avaliar a qualidade do solo

Tipo de curva	Indicador	Prof. (cm)	Limite inferior	Limite superior	Linha base inferior	Linha base superior	Ótimo	Decliv. na linha base
<i>Propriedades físicas</i>								
Menos é melhor	Densidade (g/cm ³)	0-7,5	1,0	2,0	1,5			-2,617
Mais é melhor	Estabilidade de agregados (% 1-2 mm diam.)	0-7,5	0	17	8,5			0,1538
Ótimo	Espaço poroso preenchido com água (%)	0-15	15	105	30	90	60	0,0398
Ótimo	Porosidade (%)	0-15	20	80	40	60	50	0,1280
<i>Propriedades químicas</i>								
Mais é melhor	Nitrogênio total (kg ha ⁻¹)	0-15	0	3000	1500			0,0009
Ótimo	Nitrato (kg ha ⁻¹)	0-15	0	40	6	30	16	0,104
Ótimo	Fósforo lábil (kg ha ⁻¹)	0-15	10	120	35	95	65	0,0428
Mais é melhor	CTC (meq/100 g)	0-15	0	21	10,5			0,1159
Ótimo	PH	0-15	4,5	9,5	6,5	7,7	5,3	1,3012
Ótimo	Conduktiv. elétrica (ds m ⁻¹)	0-15	0	2,0	0,25	1,75	1,0	2,2341
<i>Propriedades biológicas</i>								
Mais é melhor	Carbono org. (Mg ha ⁻¹)	0-7,5	0	18,0	9,0			0,14
Mais é melhor	Carbono da Biomassa Microbiana (kg ha ⁻¹)	0-15	0	29,0	14,5			0,09
Mais é melhor	Nitrogênio da Biomassa Microbiana (kg ha ⁻¹)	0-15	0	375	188			0,0066
Mais é melhor	Minhocas/m ²	0-15	0	200	100			0,0261

Fonte: Glover et al. (2000)

Hulugalle et al. (1999) avaliaram os efeitos do plantio de faixas de leucena (*Medicago sativa* L.) em cultura de algodão irrigado sobre indicadores de qualidade do solo e sua influência na qualidade geral do solo. Foram selecionados 11 indicadores (Quadro 4) relacionados a características químicas, físicas e biológicas do solo. A qualidade do solo foi avaliada usando uma modificação da tabela (“soil health condition report card”) proposta por Walker & Reuter (1996), a qual classifica qualitativamente cada indicador de qualidade do solo em uma categoria “boa” ou “ruim”. Na modificação feita por Hulugalle et al. (1999), foi realizada uma avaliação quantitativa de cada indicador, atribuindo notas variando de zero para “muito ruim” até quatro para “muito bom” (Quadro 4). Este procedimento constitui uma simplificação das curvas de pontuação normalizadas descritas anteriormente, sendo que para cada nota haverá uma faixa ou intervalo previamente estipulado através de dados obtidos na literatura. Os valores obtidos para os 13 indicadores selecionados foram então totalizados de modo a obter um *índice geral de qualidade do solo*, de modo a permitir a comparação do solo sob plantio de leucena com o solo sob plantio de algodão. Com base nas pontuações atribuídas aos solos, estes poderiam ser classificados de muito pobres (<10 pontos) a muito bons (>45 pontos).

Quadro 4. Pontuações dos indicadores de qualidade do solo

Indicador	Muito pobre (1pt)	Pobre (2pts)	Regular (3pts)	Bom (4pts)	Muito bom (5pts)
pH em CaCl ₂	>8,5	8,0-8,5	7,4-7,9	7,0-7,3	<7,0
Condutiv. Elétrica (ds/m)	>2,00	0,81-2,00	0,41-0,80	0,20-0,40	<0,20
Plasticidade (g/100g)	<12,0	12,0-14,0	14,1-18,0	18,1-20,0	>20,0
C-orgânico total (g/100g)	<0,30	0,31-0,75	0,76-1,00	1,00-3,00	>3,01
% Na-trocável	>10	6,0-10,0	2,1-5,9	0,5-2,0	<0,5
CTC (cmol ⁽⁺⁾ /Kg)	<15	15-20	20,1-30,0	30,1-40,0	>40,0
Porosidade (m ³ /100m ³)	<5,0	5,0-10,0	10,1-20,0	20,1-30,0	>30,0
Resistência do solo (kPa) a ϕ -0,01 MPa	>1500	1001-1500	701-1000	400-700	<400
Resistência do solo (kPa) a ϕ -1,5 MPa	>5000	3001-5000	2001-3000	1000-2000	<1000
Índice de dispersão do solo (g/100g)	>25	15-25	10-14	5-9	<5
Galerias de minhocas/100cm ³	0,0	0,01-0,05	0,06-0,5	0,6-1,0	>1,0

Fonte: Hulugalle et al. (1999)

Islan & Weil (2000) propuseram uma avaliação indireta da qualidade do solo através de um *índice de deterioração do solo*. Para tanto, foram avaliadas as características químicas, físicas e biológicas de uma floresta natural e de áreas em que

esta mesma vegetação natural fora substituída por reflorestamento com *Acacia auriculiformis*, por cultivo agrícola ou por pastagem. Baseando-se na pressuposição de que o estado das propriedades individuais do solo das áreas modificadas era originalmente semelhante ao da floresta natural, cada índice de deterioração foi calculado por meio da soma da percentagem dos desvios de densidade, estabilidade de agregados, N-total, C da biomassa microbiana total, C da biomassa microbiana ativa, $q\text{CO}_2$, ácidos fúlvicos e C-lábil a partir dos seus respectivos valores obtidos para a floresta natural (Figura 5). Os solos sob cultivo agrícola tiveram um índice de deterioração significativamente menor (-44%) do que solos sob outros tipos de uso, mostrando a ação negativa do manejo intensivo sobre a qualidade do solo (Figura 5). Em contraste, os índices de deterioração para solos sob pastagem e sob área de reflorestamento com *Acacia* foram positivos (6-16%), indicando que não houve deterioração significativa, ou até mesmo uma melhoria, comparativamente à floresta natural.

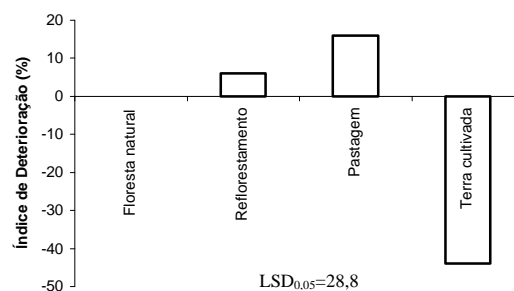


Figura 5. Índice de deterioração para diferentes tipos de uso do solo ou cobertura vegetal em um ecossistema de floresta tropical em Bangladesh. Adaptado de Islan & Weil (2000).

Embora tenha sido discutida a necessidade de se avaliar um conjunto de indicadores físicos, químicos e biológicos para acessar a qualidade do solo, alguns autores têm proposto índices de qualidade do solo baseados unicamente em propriedades biológicas (Beck, 1984; Stefanic et al., 1984; Perucci, 1992). Assim, o *índice de atividade biológica* (Stefanic et al., 1984) representa em uma simples expressão a combinação da atividade da desidrogenase e da catalase do solo. Já o *índice numérico enzimático* se baseia na atividade de cinco diferentes enzimas do solo (Beck, 1984), enquanto o *coeficiente de hidrólise* (Perucci, 1992) é calculado pela quantidade

de diacetato de fluoresceína hidrolizado pelo solo. Outras expressões polinomiais podem ser construídas para descrever o comportamento de funções do ecossistema (Trasar-Cepeda et al., 1998). Utilizando esse tipo de aproximação, aqueles autores conseguiram explicar 97% da variância no conteúdo de N-total de um solo com base nos dados de N mineralizado, do C da biomassa microbiana e da atividade de fosmonoesterase, da β -glicosidase e da urease em solos que não sofreram distúrbios e que suportavam vegetação clímax. Aquela expressão polinomial especificamente demonstra que existe um balanço entre o conteúdo de matéria orgânica de solos nativos e suas propriedades biológicas e bioquímicas, de modo que qualquer variação nessas propriedades de um solo irá romper esse balanço (Trasar-Cepeda et al., 1998).

Análises Multivariadas

Outra forma de se avaliar um conjunto de dados ou de indicadores de natureza diversa, de modo a torná-los de mais fácil interpretação, é através de ferramentas da estatística multivariada, como a análise de componentes principais. Essa ferramenta estatística permite a conversão de um conjunto de variáveis de um espaço n-dimensional em um espaço bi ou tri dimensional (Cruz & Regazzi, 1994). Um componente principal é, dessa forma, uma combinação linear de um conjunto de variáveis (neste caso, indicadores). Uma alta correspondência entre um certo indicador e um componente irá resultar em um alto peso absoluto deste indicador neste componente. Assim, um conjunto similar de pesos entre dois ou mais indicadores irá indicar uma correlação entre eles. Às amostras a partir das quais os indicadores são avaliados são atribuídos escores, dependendo de sua posição ao longo de cada componente. Assim, quando as amostras possuem valores elevados em um certo indicador, isto irá resultar na correspondência entre elevados escores absolutos e carregamentos, respectivamente, nos componentes (Stenberg, 1999).

Segundo Stenberg (1999), ferramentas multivariadas desse tipo são úteis quando existem muitas interações entre as variáveis estudadas, como pode ser esperado no ambiente do solo. Esses métodos facilitam a apresentação visual das funções do solo pela plotagem dos escores ou dos vetores de carregamento entre si. Na plotagem gráfica, áreas ideais ou favoráveis podem ser determinadas semelhantemente à abordagem do índice, onde valores-limites ou um índice ideal podem ser determinados

para as diferentes funções do solo. Stenberg (1998), estudando diferentes solos, ilustrou essa aplicação, na qual os solos com atividade microbiana normal puderam ser agrupados ao longo de uma linha de regressão obtida da distribuição dos solos em relação aos dois primeiros componentes principais da análise (Figura 6). Solos com alta atividade microbiana, e os com teores de nutrientes mais favoráveis à produção agrícola, foram agrupados acima da linha e vice versa. Como pode ser visto, a relação entre amostras e indicadores pode ser imediatamente interpretada como escores e carregamentos plotados no mesmo gráfico bidimensional.

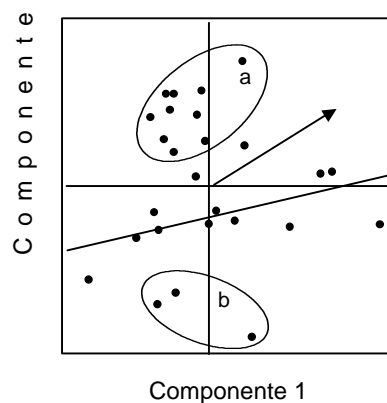


Figura 6. Primeiros dois componentes de uma regressão parcial por mínimos quadrados revelando os agrupamentos dos solos de acordo com a produção vegetal e atividade microbiana, em relação ao conteúdo de matéria orgânica do solo. A produção vegetal total, medida pela absorção de N, aumenta na direção da seta. Solos acima (a) ou abaixo (b) da linha de regressão foram considerados como tendo uma alta ou baixa produção, respectivamente, para os seus conteúdos de matéria orgânica. Este fato é coincidente com seus níveis de atividade microbiana (adaptada de Stenberg, 1998).

Wick et al. (1998) estudaram, com o auxílio da análise de componentes principais, o relacionamento entre a qualidade do solo e várias características microbiológicas e bioquímicas, para identificar aquelas que são mais afetadas pelo manejo em longo prazo. Foram analisadas amostras de solo retiradas de 3 sítios em estádios diferenciados de degradação (WB1>D2>WB3) e em duas florestas nativas adjacentes. Cada sítio havia sido submetido a sistemas de manejo para recuperação do solo com o plantio de acácia, leucena ou puerária. A análise de componentes principais realizada com 17 características químicas, físicas e biológicas demonstrou que aquelas

Quadro 5. Autovalores nos 3 primeiros componentes principais para as 17 variáveis químicas, físicas e microbiológicas de solos amostrados até 5 cm de profundidade

Variáveis	Componentes Principais		
	1	2	3
Biomassa microbiana	<u>0,981</u>	-0,009	0,024
Fosfatase alcalina	<u>0,971</u>	-0,001	0,060
N-total	<u>0,936</u>	-0,048	-0,014
β-glicosidase	<u>0,931</u>	0,277	-0,046
C orgânico	<u>0,931</u>	0,146	-0,075
Ca	<u>0,877</u>	0,042	0,343
Mg	<u>0,733</u>	0,181	<u>0,582</u>
PH	<u>0,733</u>	-0,331	-0,071
Fosfatase ácida	<u>0,676</u>	0,346	0,221
K	<u>0,617</u>	0,454	0,444
Protease	<u>0,565</u>	0,050	<u>0,717</u>
P _i (NaHCO ₃)	-0,015	<u>0,816</u>	-0,143
P _{org} (NaOH)	-0,038	<u>0,816</u>	0,447
P (Bray-I)	0,302	<u>0,786</u>	-0,451
P _i (NaOH)	-0,469	<u>0,679</u>	0,200
P _{org} (NaHCO ₃)	0,441	<u>0,645</u>	0,017
Argila	-0,130	-0,074	<u>0,820</u>
Variância explicada (%)	47,3	20,0	14,0

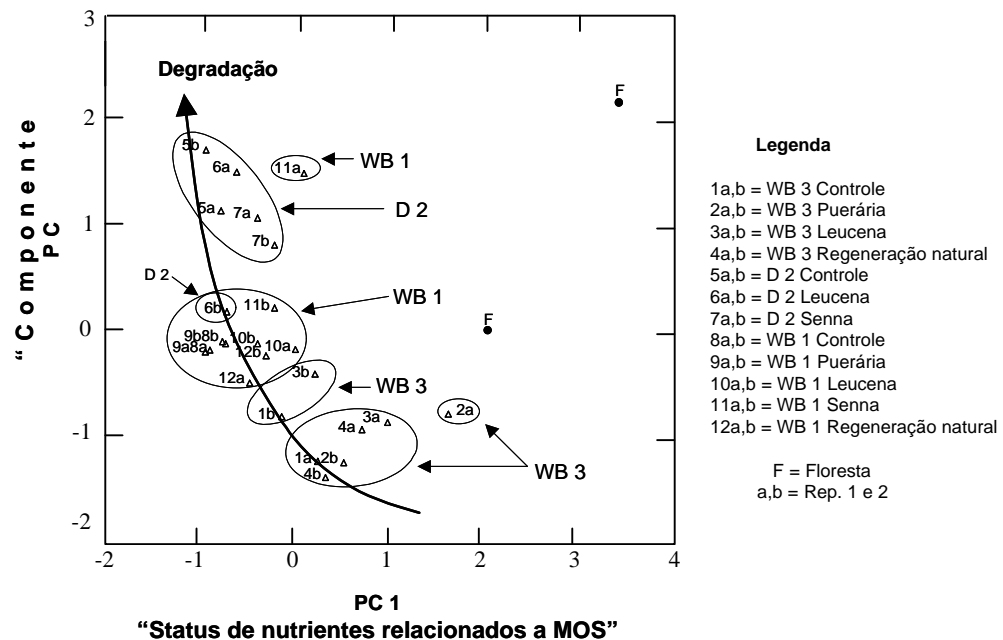


Figura 7. Distribuição dos escores dos fatores de cada parcela em relação ao primeiro (PC1) e segundo (PC2) componentes principais. (Adaptada de Wick et al., 1998)

relacionadas à dinâmica de nutrientes da matéria orgânica do solo foram as que mais contribuíram para explicar da variância total (>80%) dos sítios avaliados (Quadro 5). Os maiores carregamentos (autovalores) dentro do maior componente principal foram proporcionados pela biomassa microbiana, fosfatase alcalina, N total, β -glicosidase e C orgânico (Quadro 5), sendo essas características propostas como indicadores sensíveis para a avaliação da qualidade do solo nos sítios estudados. Esse tipo de análise mostrou-se capaz, ainda, de separar as áreas submetidas a graus crescentes de distúrbio antrópico em um gradiente de qualidade, definido pelos dois componentes principais extraídos na análise (Figura 7).

Lazari (2001) avaliou diversas características de amostras de solos coletadas em áreas de plantios comerciais de *Eucalyptus grandis* e de híbridos de *E. grandis* com *E. urophylla*, em seis diferentes idades, variando entre 3 e 84 meses; em um pomar de matrizes com 180 meses e em uma mata secundária de vegetação nativa no município de Belo Oriente - MG. Trinta e cinco variáveis, sendo elas de natureza física, química, bioquímica e microbiológica, foram analisadas por meio de análise multivariada de componentes principais, para agrupamento e comparação das áreas estudadas. A análise da distribuição gráfica dos escores, considerando os componentes principais 1 e 2 que explicaram 77% da variância total dos dados, mostrou que as áreas com povoamentos de eucalipto mais jovens posicionaram-se mais distantes da área com vegetação nativa, usada como referência (Figura 8). A área contendo eucalipto com 3 anos de idade, a única em que foi adotada a prática do cultivo mínimo, foi a que se situou mais próxima da área com vegetação nativa. Pôde-se caracterizar um grupo mais afastado abrangendo as áreas mais jovens (3 meses, 6 meses e 1 ano), depreendendo-se que se tratavam de áreas com maior grau de distúrbio, comparativamente à área de referência. Outro grupo, formando um conjunto menos distante da área tida como referência, compreendeu as áreas de 15 anos (matrizes), de 7 e de 5 anos.

O conjunto dos resultados mostrou que o corte das árvores e a implantação de um novo povoamento de eucalipto causaram um distúrbio no solo e um novo estado de equilíbrio é restabelecido com o avanço da idade do povoamento. Ademais, pôde-se constatar que o cultivo mínimo caracterizou-se como sistema de manejo mais favorável à manutenção das propriedades relacionadas com a qualidade e o restabelecimento do equilíbrio dinâmico do solo. Tomando-se uma área com vegetação nativa como referência, pôde-se inferir que a qualidade e a estabilidade do solo aumentam conforme aumenta a idade do plantio, a menos que outros fatores de manejo, como observado para

a área em que se utilizou o cultivo mínimo, imponham mudanças fortes na seqüência de eventos do processo de sucessão local.

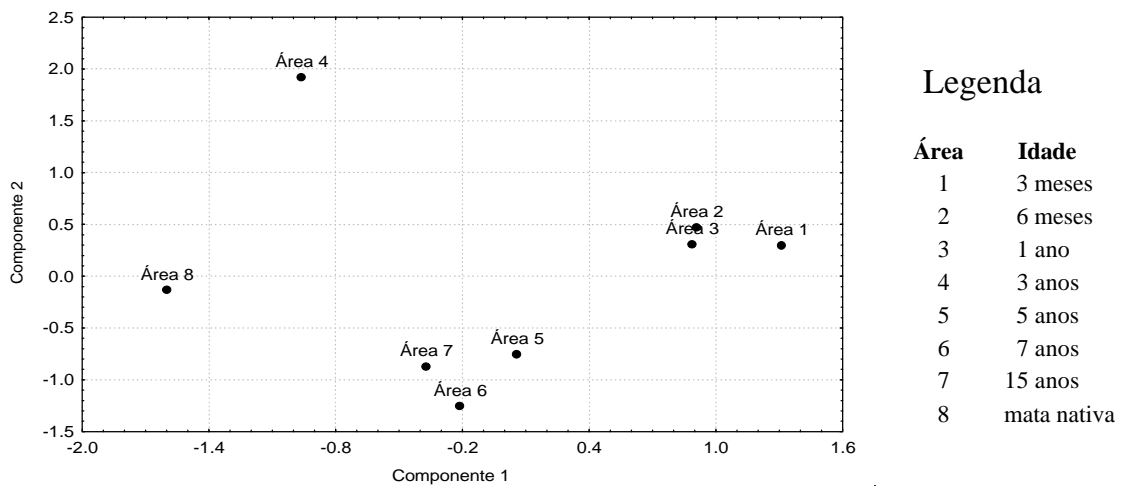


Figura 8. Dispersão dos escores de 8 áreas, sendo sete delas com povoamentos de eucalipto e uma com vegetação nativa, em relação a dois componentes principais, tendo como base 35 variáveis medidas (Lazari, 2001).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da Área Estudada

O trabalho foi realizado com solos coletados em área experimental da Cia. Suzano de Papel e Celulose S/A instalada em março de 1995, para estudar o efeito de diferentes técnicas de preparo da área e do solo sobre o crescimento do eucalipto. A área localiza-se no município de Botucatu-SP, fazenda Entre Rios, na latitude 23°00'S e longitude 48°52'W. A altitude média é de 740 m e o clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, com chuvas típicas de clima tropical, caindo principalmente na primavera e no verão, com período seco no inverno e temperatura média anual entre 17 e 22°C (Vianello & Alves, 1991; Osaki, 1994). A precipitação média da região é de 1200 mm anuais. O solo da região é classificado como Neossolo e a produtividade média do eucalipto na rotação anterior foi de 31,5 m³ ha⁻¹ ano⁻¹.

O experimento constituiu-se de um ensaio com 6 tratamentos, sendo 5 deles dispostos em 4 blocos ao acaso (Quadro 6; Figura 9). Cada parcela possui 654 m². O plantio das mudas de *Eucalyptus grandis* foi feito no espaçamento de 3 x 1,8 m, totalizando 49 plantas úteis por parcela. Foram realizadas adubações no sulco de plantio, exceto no tratamento em que não foi realizado o corte das árvores do primeiro

ciclo (tratamento 2), com 150 kg ha⁻¹ de fertilizante na formulação 10-20-10 e 4 t ha⁻¹ de cinza e, em cobertura, com 150 kg ha⁻¹ do referido fertilizante. Em julho de 1997 foi realizada uma adubação de manutenção com 240 kg ha⁻¹ de fertilizante na formulação 16-00-32 + 0,5% de B + 1,5 % de Zn.

Quadro 6. Tipos de preparo do solo (tratamentos) aplicados a povoamento de eucalipto em segunda rotação (reforma)

Área *	Descrição
1	➤ Área de vegetação natural de mata secundária
2	➤ Não foi realizado o corte das árvores do primeiro ciclo
3	➤ Realizou-se a reforma sem a remoção de resíduos (cultivo mínimo)
4	➤ Realizou-se a reforma com remoção dos restos culturais (galhos e cascas)
5	➤ Realizou-se a reforma com remoção dos restos culturais e da serapilheira
6	➤ Realizou-se a reforma com incorporação de todos os resíduos com grade
7	➤ Realizou-se a reforma com a queima de todos os resíduos

*A numeração de 2 a 7 refere-se aos tratamentos do ensaio experimental instalado em março de 1995 pela Cia. Suzano de Papel e Celulose para estudar o efeito de diferentes técnicas de preparo da área e do solo sobre o crescimento do eucalipto. A numeração de 1 a 7, a qual inclui a área de vegetação natural, refere-se às áreas amostradas em agosto de 2000 para avaliação da qualidade do solo.



Figura 9. Croqui da disposição dos blocos e das parcelas da área experimental e a localização da área com vegetação natural.

3.2. Amostragem do Solo

A coleta das amostras de solo foi realizada em agosto de 2000, quando o plantio do eucalipto se encontrava com 5,5 anos de idade. A amostragem foi aleatória, retirando-se de 10 a 12 amostras simples da camada de 0 a 5 cm e da camada de 5 a 20

cm em cada parcela de todos os tratamentos. Foram coletadas também amostras de solo de uma área vizinha ao ensaio (cerca de 500 m de distância) com vegetação natural de mata secundária (Figura 9), constituindo o material de referência. O procedimento de amostragem nesta área foi semelhante ao descrito para a área experimental. As sub-amostras foram peneiradas (2 mm ϕ) em campo e misturadas para constituírem uma única amostra composta por parcela, totalizando quatro repetições por tratamento. A área de vegetação natural de mata secundária foi dividida em quatro partes de modo a se ter quatro repetições. De cada amostra composta foram retiradas porções de aproximadamente 500 g, para a realização das análises químicas e físicas em laboratório de análise de solo conveniado com a empresa. O restante das amostras foi acondicionado em sacos plásticos e estes mantidos sob refrigeração durante o transporte e posterior armazenamento para análises no Laboratório de Associações Micorrízicas, BIOAGRO, UFV em Viçosa/MG. Retirou-se também de cada parcela uma amostra não-deformada da profundidade de 0 a 5 cm para a determinação da densidade do solo. Dessa forma, foram totalizados sete conjuntos de amostras, constituindo sete tratamentos (Quadro 6), sendo seis deles referentes aos solos sob eucalipto submetido aos diferentes manejos e um referente ao solo de vegetação natural.

Dada a textura arenosa do solo (areia > 90%) e a ausência de estruturação ou formação de agregados, como análises físicas foram determinadas somente a densidade, e a granulometria.

3.3. Atividade de Enzimas do Solo

3.3.1. Fosfomonoesterases (FME)

A atividade das fosfomonoesterases ácida e alcalina foi determinada com base na liberação do *p*-nitrofenol após a incubação do solo com uma solução tamponada de *p*-nitrofenil fosfato (substrato das FME) e tolueno a 37°C, por 1 h (Tabatabai, 1994). Amostras de 1 g de solo foram incubadas em 5,1 mL de uma solução contendo tolueno a 4 % (v:v) e o substrato da enzima, com o pH ajustado em 6,5 (FME ácida) ou em 11 (FME alcalina), durante 1 hora, a 37°C. A reação foi interrompida pela adição de CaCl₂ e NaOH e o complexo de cor amarela resultante foi quantificado em espectrofotômetro a 400 nm. Os resultados foram expressos em $\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de *p*-nitrofenol.

3.3.2. β -glicosidase

A atividade da β -glicosidase nas amostras de solo foi baseada na determinação colorimétrica do *p*-nitrofenol liberado após incubação do solo com uma solução tamponada de *p*-nitrofenil- β -D-glicosídeo (substrato da β -glicosidase) e tolueno a 5 % (v:v), a 37°C, por 1 h (Eivazi & Tabatabai, 1988). O *p*-nitrofenol liberado na reação foi quantificado em espectrofotômetro a 400 nm e os resultados expressos em $\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$ *p*-nitrofenol.

3.3.3. Urease

A determinação da atividade da urease foi baseada na quantificação do amônio (Kempers & Zweers, 1986), liberado após a incubação das amostras de solo em uma solução de uréia (Kandeler & Gerber, 1988). Nesse método ocorre uma reação de oxidação do amônio na presença de hipoclorito em solução alcalina contendo citrato e salicilato de sódio, adicionada de nitroprussiato de sódio como catalisador. A leitura da cor formada na mistura de reação foi feita em espectrofotômetro a 647 nm e os resultados expressos em $\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de NH_4^+ .

3.3.4. Desidrogenases

A atividade das desidrogenases foi determinada por meio da análise colorimétrica do 2,3,5-trifenil formazan (TFF) produzido pela redução do cloreto de 2,3,5-trifeniltetrazólio (TFT) pelos microrganismos do solo (Lenhard, 1956, citado por Tabatabai, 1994). O procedimento original foi modificado pela redução do peso da amostra do solo em dez vezes e na mesma proporção dos reagentes, objetivando reduzir o gasto de metanol. Assim, amostras de 0,6 g de solo foram misturadas com 0,02 g de CaCO_3 e incubadas em tubos de ensaio após a adição de 250 μL de água deionizada e 100 μL de uma solução de TFT a 3% (p:v), durante 24 horas, a 37°C. A reação foi paralisada pela adição de 1mL de metanol e o complexo de cor avermelhada resultante foi filtrado e transferido quantitativamente para balões volumétricos de 10 mL por meio

de lavagens sucessivas com metanol. O TFF formado foi quantificado em espectrofotômetro a 485 nm e os resultados expressos em $\text{nmol g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de TFF.

3.4. Carbono da Biomassa Microbiana

O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi determinado pelo método proposto por Vance et al. (1987), modificado por Islam e Weil (1998), exceto pela fumigação das amostras de solo, que foi realizada com clorofórmio. As amostras de solo fumigadas e não-fumigadas foram extraídas com K_2SO_4 a $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ na razão 1:2,5 solo:extrator. O teor de carbono nos extratos foi determinado por meio da reação com o dicromato de potássio, catalisada por radiação de microondas, aplicando-se 500 J mL^{-1} da mistura de digestão. A mistura de reação assim tratada foi analisada colorimetricamente em espectrofotômetro, a 590 nm. Para cálculo do teor de CBM, utilizou-se um valor de Kc igual a 0,38 (Vance et al., 1987), que corresponde à fração do CBM extraído pela solução de K_2SO_4 a $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ por este método. Os resultados foram expressos em $\mu\text{g g}^{-1}$ de CBM.

A partir dos valores do CBM e do conteúdo de matéria orgânica, foi determinado o quociente microbiano (q_{MIC}), que representa a percentagem do carbono orgânico do solo que é representado pelo CBM. A transformação dos valores de matéria orgânica para carbono orgânico foi feita pela relação $\text{M.O.} = 1,724 \times \text{C.O.}$ (Alvares V. et al., 1999).

3.5. Nitrogênio da Biomassa Microbiana

A extração do nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) foi feita semelhantemente à extração do CBM. Obtido o extrato do solo de amostras fumigadas com clorofórmio e não-fumigadas, determinou-se o nitrogênio reativo a ninidrina da biomassa microbiana (Joergensen e Brookes, 1990). O método consiste na determinação colorimétrica de um complexo de cor roxa formado entre a ninidrina e moléculas contendo nitrogênio α -amino, amônio e outros compostos com grupos α -amino livres, como aminoácidos, peptídeos e proteínas, em presença de hidridantina. A intensidade da coloração resultante da reação é quantificada em espectrofotômetro com comprimento

de onda ajustado para 570 nm e o NBM reativo a ninidrina é calculado pela diferença no conteúdo de N nas amostras fumigadas e das amostras não-fumigadas. O NBM total foi estimado multiplicando por 5 os valores encontrados para o N reativo a ninidrina, conforme proposto por Joergensen e Brookes (1990). Os resultados foram expressos em $\mu\text{g g}^{-1}$ de NBM.

3.6. Atividade Respiratória da Biomassa Microbiana

A atividade respiratória da biomassa microbiana, ou respiração basal do solo, foi avaliada pela quantificação do CO_2 liberado durante a incubação do solo em sistema fechado, onde o CO_2 é capturado em solução de NaOH a $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ e posteriormente titulado com HCl (Isermeyer, 1952). Os resultados foram expressos em $\mu\text{g g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de CO_2 . O quociente metabólico ($q\text{CO}_2$), que representa a respiração microbiana por unidade de biomassa por unidade de tempo (Anderson e Domsch, 1985), foi calculado e expresso em $\mu\text{g CO}_2 \mu\text{g biomassa}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

3.7. Taxas de Nitrificação e de Amonificação Líquidas

A determinação das taxas de nitrificação e de amonificação líquidas foi realizada segundo a metodologia descrita por Hart et al. (1994), incubando-se amostras de 5 g de solo sob condições aeróbicas, no escuro, a 25°C . Duas amostras de 5 g de solo foram colocadas em frascos Erlenmeyers de 125 mL. Um dos frascos foi vedado com filme plástico permeável a gás e sua umidade foi corrigida semanalmente, por 28 dias. Ao outro frasco foram adicionados 50 mL de KCl a 2 mol L^{-1} , seguindo-se a agitação em agitador orbital a 200 rpm, durante 1 hora. O extrato foi filtrado em filtro de papel Watman N° 40 e guardado em freezer para posterior análise dos teores de NH_4^+ e de NO_3^- no tempo $T = 0$. O mesmo procedimento foi utilizado para avaliação desses compostos aos 28 dias nas amostras incubadas.

O teor de N-NH_4^+ foi medido pelo método colorimétrico (Kempers & Zweers, 1986) baseado na reação entre o amônio e o salicilato de sódio, utilizando o nitroprussiato de sódio como agente catalisador. Duas horas após a adição de

hipoclorito à mistura, procedeu-se à leitura das amostras em Espectrofotômetro Micronal B390 Feixe Duplo, a 647 nm.

O teor de N-NO_3^- foi avaliado por metodologia de determinação espectrofotométrica do nitrato em água (Mullin & Riley, 1955), com modificações propostas por Cantaruti & Pinheiro (n.p.). Após extração, foram colocados em tubos de ensaio 2 mL da amostra e os demais reagentes, na seguinte ordem: 1 mL de hidróxido de sódio $0,3 \text{ mol L}^{-1}$; 0,5 mL de sulfato de cobre a $1,4 \times 10^{-4} \text{ mol L}^{-1}$; 1 mL de sulfato de hidrazina a $2,3 \times 10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$ e 3,5 mL de cloreto de potássio a 1 mol L^{-1} . Os tubos foram deixados em banho-maria a 80°C por 15 minutos e em seguida permaneceram em temperatura ambiente por 30 minutos para resfriamento. Adicionou-se, a seguir, 1 mL de solução de sulfanilamida a $2,9 \times 10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$, os tubos foram agitados e, após cinco minutos, adicionou-se 1 mL de solução de N-1-Naftil Etilenodiamino Biclорidrato a $1,2 \times 10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$. Após 20 minutos, foi medida a absorvância da mistura em Espectrofotômetro Micronal B390 Feixe Duplo, com comprimento de onda ajustado para 540 nm. O cálculo da concentração de nitrato foi feito usando uma curva padrão com a concentração variando de 0,02 a 2 mg L^{-1} de N-NO_3^- .

A taxa de nitrificação líquida foi calculada segundo Hart *et al.* (1994), pela diferença entre o teor de N-NO_3^- no tempo T_0 (início da incubação) e $T+1$ (intervalo de tempo de incubação das amostras, 28 dias). A taxa de amonificação líquida foi determinada pela fórmula: $\text{Alíq (mmol N g solo seco}^{-1} \text{ dia}^{-1}) = (\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-)_{t+1} - (\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-)_{t_0}$ (Hart *et al.*, 1994). Os resultados das taxas de nitrificação e de amonificação foram expressos em $\text{mg kg}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ de N-NO_3^- e $\text{mg kg}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ de N-inorgânico, respectivamente.

3.8. Conteúdo de Fósforo Orgânico no Solo

O fósforo orgânico foi determinado pelo método de ignição do solo em mufla (Anderson & Ingram, 1996). Amostras de 1 g de solo foram pesadas em cadinhos de alumínio e o P-orgânico foi mineralizado em mufla a temperatura de 550°C por 1,5 hora. O fósforo mineralizado foi extraído pela adição de 20 mL de solução de H_2SO_4 a 1 mol L^{-1} , seguida da agitação a 200 rpm durante a noite. Procedimento semelhante foi

realizado em amostras de 1 g de solo que não foram tratadas na mufla. O conteúdo de P nos extratos foi determinado por colorimetria (Braga & Defelipo, 1974). O P-orgânico foi determinado pela diferença do conteúdo de P nos extratos ácidos das amostras tratadas e não-tratadas com ignição, sendo os resultados expressos em mg dm^{-3} de P.

3.9. Construção do Modelo de Índice de Qualidade do Solo

O modelo para determinação de um índice de qualidade do solo (IQS) proposto por Karlen & Stott (1994) foi modificado, neste estudo, para quantificar o efeito de diferentes manejos na cultura do eucalipto sobre a qualidade do solo. O quadro 7 mostra a estrutura do modelo utilizado para a determinação do IQS. A qualidade do solo é avaliada considerando-se cinco funções do solo relacionadas à sustentabilidade da atividade florestal: (1) receber, armazenar e suprir água; (2) armazenar, suprir e ciclar nutrientes; (3) promover o crescimento das raízes; (4) promover a atividade biológica e (5) manter a homeostase. Cada função está associada a um conjunto de indicadores de qualidade do solo, selecionados para quantificar a performance da referida função no ambiente. Os valores determinados para cada indicador são transformados em escores (EI's) que variam de 0 a 1. Essa transformação é realizada por meio de funções de pontuação padronizadas que são definidas ou personalizadas para cada indicador. Os EI's são multiplicados por um peso relativo à importância atribuída a cada indicador (PI). O somatório dos produtos dessa multiplicação constitui os escores das funções (EF's). Da mesma forma, para cada função é atribuído um peso de importância (PF) que será o multiplicador dos EF's, originando como produto um sub-índice que constitui o índice de performance da função do solo. Finalmente, a soma desses sub-índices origina o IQS. O somatório dos pesos das funções (PF's) e dos pesos de todos os indicadores associados a uma única função (PI's) é igual a 1. Desse modo, o IQS apresentará valores compreendidos entre 0 e 1.

Nesta avaliação, assumiu-se para todas as cinco funções a igualdade de importância, atribuindo-se pesos de 0,2 para cada uma delas (Quadro 8). A distribuição dos pesos dos indicadores mostrados no quadro 8 foi feita com base na importância relativa atribuída ao indicador dentro da função do solo a ele relacionado. Para facilitar a distribuição dos pesos, alguns indicadores, denominados “indicadores nível 1”, foram compostos pela estratificação em “indicadores nível 2” (Quadro 8). Assim, o indicador

nível 1 “atividade da biomassa microbiana” foi estratificado nas atividades de todas as enzimas e a atividade de mineralização de N (indicadores nível 2). Da mesma forma, o indicador nível 1 “nutrientes minerais” foi estratificado nos teores de P, S-SO₄²⁻, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ (indicadores nível 2) e o indicador “acidez/toxidez de Al” foi estratificado em pH, H+Al e Al³⁺.

Quadro 7. Estrutura do modelo para determinação do índice de qualidade do solo

Funções	Score	Peso	Produto	Indicadores	Score	Peso	Produto
1- Receber, armazenar e suprir água	EF_1	PF_1	$EF_1.PF_1$	Indicador _{1,1}	EI _{1,1}	PI _{1,1}	EI _{1,1} .PI _{1,1}
				Indicador _{1,2}	EI _{1,2}	PI _{1,2}	EI _{1,2} .PI _{1,2}
				:	:	:	:
				Indicador _{1,n}	EI _{1,n}	PI _{1,n}	$\frac{EI_{1,n}.PI_{1,n}}{\Sigma = EF_1}$
2- Promover o crescimento das raízes	EF_2	PF_2	$EF_2.PF_2$	Indicador _{2,1}	EI _{2,1}	PI _{2,1}	EI _{2,1} .PI _{2,1}
				Indicador _{2,2}	EI _{2,2}	PI _{2,2}	EI _{2,2} .PI _{2,2}
				:	:	:	:
				Indicador _{2,n}	EI _{2,n}	PI _{2,n}	$\frac{EI_{2,n}.PI_{2,n}}{\Sigma = EF_2}$
3- Armazenar, suprir e ciclar nutrientes	EF_3	PF_3	$EF_3.PF_3$	Indicador _{3,1}	EI _{3,1}	PI _{3,1}	EI _{3,1} .PI _{3,1}
				Indicador _{3,2}	EI _{3,2}	PI _{3,2}	EI _{3,2} .PI _{3,2}
				:	:	:	:
				Indicador _{3,n}	EI _{3,n}	PI _{3,n}	$\frac{EI_{3,n}.PI_{3,n}}{\Sigma = EF_3}$
4- Promover a atividade biológica	EF_4	PF_4	$EF_4.PF_4$	Indicador _{4,1}	EI _{4,1}	PI _{4,1}	EI _{4,1} .PI _{4,1}
				Indicador _{4,2}	EI _{4,2}	PI _{4,2}	EI _{4,2} .PI _{4,2}
				:	:	:	:
				Indicador _{4,n}	EI _{4,n}	PI _{4,n}	$\frac{EI_{4,n}.PI_{4,n}}{\Sigma = EF_4}$
5- Manter a homeostase	EF_5	PF_5	$EF_5.PF_5$	Indicador _{5,1}	EI _{5,1}	PI _{5,1}	EI _{5,1} .PI _{5,1}
				Indicador _{5,2}	EI _{5,2}	PI _{5,2}	EI _{5,2} .PI _{5,2}
				:	:	:	:
				Indicador _{5,n}	EI _{5,n}	PI _{5,n}	$\frac{EI_{5,n}.PI_{5,n}}{\Sigma = EF_5}$
$\Sigma = IQS$							

PF – peso da função do solo ($\Sigma=1$); EF – score da função do solo (corresponde ao somatório dos valores calculados para os indicadores associados à determinada função); PI – peso do indicador de qualidade ($\Sigma=1$ dentro de cada função); EI – score do indicador de qualidade ($0 \leq EI \leq 1$); IQS – índice de qualidade do solo ($0 \leq IQS \leq 1$).

Quadro 8. Pesos numéricos associados aos indicadores e às funções do solo para determinação do índice de qualidade do solo

Funções	Peso	Indicadores		Indicadores	Peso
		Nível 1	Nível 2		
1- Receber, armazenar e suprir água	0,2	Densidade do solo	0,20		
		Matéria orgânica	0,80		
2- Promover o crescimento das raízes	0,2	Densidade do solo	0,25		
		Matéria orgânica	0,25		
		Acidez/Toxidez de Al	0,25	pH	0,33
				H+Al	0,33
				Al ³⁺	0,33
		Nutrientes minerais	0,25	P	0,33
				S-SO ₄ ²⁻	0,17
				K	0,17
				Ca	0,17
				Mg	0,17
3- Armazenar, suprir e ciclar nutrientes	0,2	Matéria orgânica	0,13		
		P orgânico	0,13		
		CTC pH 7 (T)	0,13		
		Saturação de bases (V)	0,03		
		Saturação de Al (m)	0,03		
		Nutrientes na BM	0,27	CBM	0,50
				NBM	0,50
		Atividade da BM	0,27	Urease	0,08
				β-glicosidase	0,18
				Fosfatase ácida	0,23
				Fosfatase alcalina	0,13
				Desidrogenase	0,20
				Mineralização de N	0,20
4- Promover a atividade biológica	0,2	pH	0,17		
		Nutrientes minerais	0,14	P	0,33
				S-SO ₄ ²⁻	0,17
				K ⁺	0,17
				Ca ²⁺	0,17
				Mg ²⁺	0,17
		Matéria orgânica	0,25	CBM	0,22
		Atividade da BM	0,22	Urease	0,08
				β-glicosidase	0,18
				Fosfatase ácida	0,23
				Fosfatase alcalina	0,13
Desidrogenase	0,20				
Mineralização de N	0,20				
5- Manter a homeostase	0,2	qCO ₂	0,50		
		qMIC	0,50		

Com o objetivo de simplificar o modelo ou por dificuldade de interpretação, ou ainda, por não serem consideradas importantes como indicadoras da performance de nenhuma das funções do solo estabelecidas, não foram incluídas nesse modelo as características a seguir nominadas: textura, concentração de micronutrientes, soma de bases, concentrações de amônio e de nitrato, taxa de nitrificação líquida e atividade de respiração basal.

Para facilitar a visualização de como cada um dos indicadores influencia neste IQS em particular, o carregamento de cada indicador no índice foi totalizado e listado de forma decrescente (Quadro 9). Para se chegar a este valor deve-se, primeiramente, calcular o peso do indicador dentro de cada função onde ele se encontra associado e, em seguida, somar esses valores. Por exemplo, para se determinar o carregamento do indicador carbono da biomassa microbiana (CBM) no IQS calcula-se a soma do seu peso dentro das funções 3 e 4 que é dado por: (peso do indicador $CBM_{nível\ 2}$ x peso do indicador Nutrientes na $BM_{nível\ 1}$ x peso da função 3) + (peso do indicador $CBM_{nível\ 1}$ x peso da função 4). A determinação desses valores facilita o cálculo do IQS, pois, esse pode ser, então, determinado por meio da função: $IQS = [(\text{carregamento do indicador}_1 \times \text{escore do indicador}_1) + \dots + (\text{carregamento do indicador}_n \times \text{escore do indicador}_n)]$.

Para a padronização dos valores dos indicadores de qualidade utilizados no modelo, foram geradas curvas de pontuação padronizada (Wymore, 1993), por meio da função sigmoidal:

$$PP = \frac{1}{1 + ((B - L)/(x - L))^{2S(B+x-2L)}}$$

onde PP é a pontuação padronizada; B é o valor na linha-base da propriedade do solo, onde a pontuação equivale a 0,5; L é o limite inferior (valor da pontuação igual a zero quando a curva é do tipo “mais é melhor” ou igual a um quando a curva é do tipo “menos é melhor”); S é a inclinação da tangente da curva na linha-base e x é o valor da propriedade do solo. A figura 10 mostra, a título de exemplo, a curva de pontuação padronizada para matéria orgânica na profundidade de 0 a 5 cm. Nessa curva, o limite superior, que representa o conteúdo ótimo de matéria orgânica no solo, foi de $3,2 \text{ dag dm}^{-3}$ que recebe, por essa função, nota igual a 1. O limite inferior foi colocado como sendo zero e a linha base igual a $1,6 \text{ dag dm}^{-3}$, que constitui a mediana entre ambos os limites. A forma da curva sigmóide, do tipo “mais é melhor”, é determinada pela inclinação da tangente na linha base, que nesse caso foi de 0,79. Esse valor foi

determinado de modo que a pontuação no limite superior fosse igual a 0,995, sendo dessa forma igual a 1 se for feito o arredondamento para apenas duas casas decimais.

Quadro 9. Carregamento dos indicadores no índice de qualidade do solo

Indicador	Carregamento	Funções do solo relacionadas
Matéria Orgânica	0,287	Receber, armazenar e suprir água Promover o crescimento das raízes Armazenar, suprir e ciclar nutrientes Promover a atividade biológica
qCO_2	0,100	Manter a homeostase
$qMIC$	0,100	Manter a homeostase
Densidade	0,090	Receber, armazenar e suprir água Promover o crescimento das raízes
CBM	0,071	Armazenar, suprir e ciclar nutrientes Promover a atividade biológica
pH (CaCl ₂)	0,050	Promover o crescimento das raízes Promover a atividade biológica
NBM	0,027	Armazenar, suprir e ciclar nutrientes
P orgânico	0,027	Armazenar, suprir e ciclar nutrientes
CTC potencial (T)	0,027	Armazenar, suprir e ciclar nutrientes
P	0,026	Promover o crescimento das raízes Promover a atividade biológica
Fosfatase ácida	0,022	Armazenar, suprir e ciclar nutrientes Promover a atividade biológica
Desidrogenase	0,020	Armazenar, suprir e ciclar nutrientes Promover a atividade biológica
Amonificação Líquida	0,020	Armazenar, suprir e ciclar nutrientes Promover a atividade biológica
β -glicosidase	0,017	Armazenar, suprir e ciclar nutrientes Promover a atividade biológica
Fosfatase básica	0,017	Armazenar, suprir e ciclar nutrientes Promover a atividade biológica
Al ³⁺	0,017	Promover o crescimento das raízes Promover a atividade biológica
H+Al	0,017	Promover o crescimento das raízes Promover a atividade biológica
S-SO ₄ ²⁻	0,013	Promover o crescimento das raízes Promover a atividade biológica
K ⁺	0,013	Promover o crescimento das raízes Promover a atividade biológica
Ca ²⁺	0,013	Promover o crescimento das raízes Promover a atividade biológica
Mg ²⁺	0,013	Promover o crescimento das raízes Promover a atividade biológica
Urease	0,007	Armazenar, suprir e ciclar nutrientes Promover a atividade biológica
% saturação de bases (V)	0,007	Armazenar, suprir e ciclar nutrientes
% saturação de Al (m)	0,007	Armazenar, suprir e ciclar nutrientes
Total	1,000	

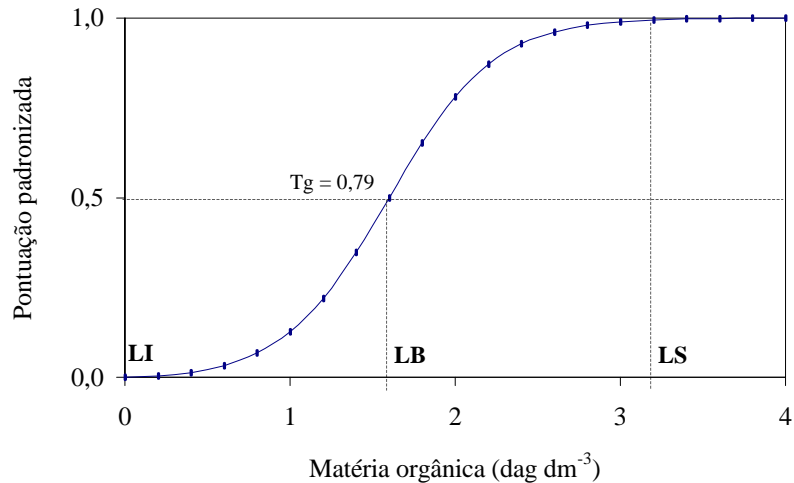


Figura 10. Curva de pontuação padronizada para a característica “conteúdo de matéria orgânica do solo” na profundidade de 0 a 5 cm (LI – limite inferior; LB – linha base; LS – limite superior).

Os demais limites da função utilizados para a pontuação de cada indicador e as respectivas referências utilizadas para defini-los estão descritas no quadro 10. Para densidade, concentração de Al, acidez potencial (H+Al), saturação de Al (m) e qCO_2 , foram definidas curvas de pontuação do tipo “menos é melhor”, sendo as formas dessas curvas determinadas pelo valor negativo da tangente na linha base. Nesse tipo de curva, o valor da tangente foi aquele no qual a pontuação no limite superior foi igual a 0,004. As curvas para as demais características químicas e biológicas foram definidas como sendo do tipo “mais é melhor”, exceto pH, para o qual foi definida uma curva de “ótimo”. Deve-se ressaltar que qualquer nutriente mineral em teores muito elevados no solo pode ser indesejável, por ocasionar problemas de toxidez às plantas ou desequilíbrio na absorção de outros nutrientes. Dessa forma, as curvas de pontuação para os nutrientes minerais (P, S, K, Ca e Mg) deveriam, a princípio, ser do tipo “ótimo”; no entanto, as curvas do tipo “mais é melhor” atendem ao objetivo aqui proposto, pois os teores encontrados em todos os solos analisados estão longe de atingir qualquer nível de toxidez.

Dada a escassez de informações na literatura dos valores ótimos para as características bioquímicas e microbiológicas em solos florestais com textura arenosa e em região tropical, foram adotados como os limites superiores das funções de pontuação padronizada dessas características os maiores valores médios obtidos nos 7 tratamentos

que, na maioria dos casos, foram aqueles encontrados para os solos sob mata natural. Nos casos em que os valores obtidos foram muito contrastantes entre as duas profundidades do solo, adotaram-se limites diferenciados para cada situação pelo mesmo critério descrito anteriormente (Quadro 10).

Para a realização do cálculo dos IQS e respectivas análises estatísticas, foram confeccionadas cinco planilhas eletrônicas totalmente associadas utilizando o software Excel (Microsoft® EXCEL 2000) contendo: 1) as funções de pontuação padronizada (Quadro 10); 2) os resultados obtidos para todas as características do solo que integram o modelo; 3) os valores dessas características padronizadas entre 0 e 1 por meio das funções de pontuação; 4) o modelo de índice de qualidade do solo (Quadro 8) e, 5) uma planilha que realiza a análise de variância e o teste de médias dos índices obtidos para os diferentes solos analisados. Essa ferramenta computacional foi utilizada por facilitar a análise dos IQS. Assim, qualquer modificação no modelo ou nos valores dos parâmetros das funções de pontuação faz com que os índices sejam automaticamente recalculados e analisados estatisticamente.

Quadro 10. Parâmetros das funções de pontuação dos indicadores de qualidade do solo e as respectivas referências utilizadas para defini-los

Tipo de curva	Indicador	Prof.	Limite inferior	Limite superior	Linha base inferior	Linha base superior	Ótimo	Decliv. na linha base	Referência
<i>Propriedades físicas</i>									
Menos é melhor	Densidade (g cm ⁻³)		0,85	2	1,5			-2,62	Glover et al. (2000)
<i>Propriedades químicas</i>									
Ótimo	PH		3	8	3,3	7	5	0,60	
Mais é melhor	Mat.Org.(dag dm ⁻³)	0a5	0	3,2	1,6			0,79	MM
		5a20	0	2,25	1,13			1,12	MM
Mais é melhor	P orgânico (mg dm ⁻³)	0a5	0	2,7	1,35			0,95	MM
		5a20	0	2,15	1,08			1,20	MM
Mais é melhor	P (mg dm ⁻³)		0	6,5	3,25			0,39	Barros & Novais (1999)
Mais é melhor	S-SO ₄ ²⁻ (mg dm ⁻³)		0	17	8,5			0,148	MM
Mais é melhor	K (mmolc dm ⁻³)		0	1,5	0,75			1,67	Barros & Novais (1999)
Mais é melhor	Ca (mmolc dm ⁻³)		0	8	4			0,313	Barros & Novais (1999)
Mais é melhor	Mg (mmolc dm ⁻³)		0	2	1			1,25	Barros & Novais (1999)
Menos é melhor	Al (mmolc dm ⁻³)		0	20	10			-0,130	Alvarez V. et al. (1999)
Menos é melhor	H+Al (mmolc dm ⁻³)		0	90	45			-0,029	Alvarez V. et al. (1999)
Mais é melhor	CTC pH 7 - T (mmolc dm ⁻³)		0	100	50			0,025	Alvarez V. et al. (1999)
Mais é melhor	Saturação de bases - V (%)		0	40	20			0,064	Alvarez V. et al. (1999)
Menos é melhor	Saturação de Al - m (%)		0	100	50			-0,025	Alvarez V. et al. (1999)
<i>Propriedades biológicas</i>									
Mais é melhor	CBM (µg g ⁻¹)	0a5	0	260	130			0,0097	MM
		5a20	0	200	100			0,0125	MM
Mais é melhor	NBM (µg g ⁻¹)	0a5	0	75	37,5			0,034	MM
		5a20	0	37,5	18,75			0,067	MM
Menos é melhor	qCO ₂ (µg CO ₂ µg biomassa ⁻¹ d ⁻¹)		0,06	0,3	0,18			-11,00	MM
Mais é melhor	qMIC (CBM/Corg total x 100)		0	1,5	0,75			1,67	MM
Mais é melhor	Urease (mmol g ⁻¹ h ⁻¹ NH ₄ ⁺)		0	2,1	1,05			1,20	MM
Mais é melhor	β-glicos. (mmol g ⁻¹ h ⁻¹ p-nitrofenol)	0a5	0	70	35			0,036	MM
		5a20	0	42	21			0,06	MM
Mais é melhor	Fosf. ác. (mmol g ⁻¹ h ⁻¹ p-nitrofenol)	0a5	0	420	210			0,0060	MM
		5a20	0	165	82,5			0,0155	MM
Mais é melhor	Fosf. alc. (mmol g ⁻¹ h ⁻¹ p-nitrofenol)	0a5	0	72	36			0,035	MM
		5a20	0	16	8			0,157	MM
Mais é melhor	Desidrog. (nmol g ⁻¹ h ⁻¹ TFF)	0a5	0	348	174			0,0072	MM
		5a20	0	54	27			0,047	MM
Mais é melhor	Amonif. Líq. (mg kg ⁻¹ mês ⁻¹ N-inorg)	0a5	0	18	9			0,139	MM
		5a20	0	10,5	5,25			0,239	MM

MM – Valor do limite superior da característica definido pela maior média dentre os 7 tratamentos.

3.10. Análises Estatísticas

As análises estatísticas dos valores das características químicas, físicas e biológicas do solo e os índices de qualidade do solo calculados para os tratamentos foram realizadas com o uso dos softwares GENES (Cruz, 1997) e STATISTICA (StatSoft, 1995). Foi realizada a análise de variância segundo o modelo:

$Y_{ij} = u + T_i + e_{ij}$, em que:

Y_{ij} é o valor observado para a área i na repetição j ;

u é a média geral do experimento;

T_i é o efeito da área i , tal que $T_i \sim N(0, \phi_t)$, independentes, sendo seu efeito fixo;

e_{ij} é o erro aleatório atribuído à observação Y_{ij} , $e_{ij} \sim N(0, \sigma^2)$, independentes.

As variáveis que apresentaram efeito de tratamento significativo, demonstrado pela análise de variância, foram submetidas ao teste de médias de Tukey a 5% de significância. Os índices de qualidade foram submetidos ao mesmo teste de médias a 10% de significância. Foram determinados os coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis químicas e biológicas analisadas.

Os dados obtidos para a profundidade de 0 a 5 cm foram submetidos à análise de componentes principais, utilizando as médias padronizadas (média/desvio padrão) das seguintes variáveis: quociente metabólico (qCO_2), quociente microbiano ($qMIC$), CBM, urease, β -glicosidase, FME (ácida + básica), taxa de nitrificação e de amonificação líquidas, teor de nitrato, teor de amônio, teor de P orgânico, pH ($CaCl_2$), P, S-SO₄, K, Mg, Al, CTC potencial (T) e densidade, totalizando 19 das 37 variáveis obtidas. Para os dados obtidos da profundidade de 5 a 20 cm utilizaram-se as médias padronizadas das seguintes variáveis: quociente metabólico (qCO_2), respiração, CBM, NBM, urease, β -glicosidase, FME ácida, FME básica, desidrogenase, nitrificação líquida, amonificação líquida, teor de nitrato, teor de amônio, P orgânico, pH ($CaCl_2$), matéria orgânica, P, S-SO₄, K, Ca, Mg, Al, SB, CTC potencial (T) e % saturação de alumínio (m), totalizando 25 das 37 variáveis obtidas. Primariamente, não foram incluídos na análise os resultados da análise granulométrica, dada a sua homogeneidade em todos os solos analisados, e os resultados das análises dos teores de micronutrientes. A exclusão das demais variáveis foi decidida após se constatar a existência de multicolinearidade elevada na matriz de correlação. Isso indicou que existe uma alta correlação entre muitas das variáveis, gerando redundância de informação. Quando se

realiza a análise de componentes principais, essa redundância pode causar distorções devidas à redução da dimensão, o que pode fornecer resultados com pouca precisão. O diagnóstico de multicolinearidade da matriz de correlação permite a detecção das variáveis com sobreposição, que são aquelas que possuem maior coeficiente de ponderação (elemento do autovetor) no componente de menor autovalor. A eliminação dessas variáveis reduz gradualmente a colinearidade até níveis aceitáveis.

A técnica de componentes principais consiste em transformar o conjunto de n variáveis $x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{ni}$ em um novo conjunto $Y_{i1}, Y_{i2}, \dots, Y_{in}$, em que os Y_{i1} s são funções lineares dos x_{i1} s e independentes entre si (Cruz & Regazzi, 1997). Assim, um componente principal pode ser definido como:

$$Y_{ij} = a_1 x_{i1} + a_2 x_{i2} + \dots + a_n x_{in},$$

onde Y_{ij} é o componente principal (combinação linear das características em estudo); x_{ij} é a média padronizada da j -ésima característica do solo ($j = 1, 2, \dots, n$) avaliada no i -ésimo tratamento ($i = 1, 2, \dots, 7$) e a_n são os coeficientes de ponderação ou autovetores associados a cada característica do solo em cada componente principal. Dentre todos os componentes principais, Y_{i1} apresenta a maior variância, Y_{i2} a segunda maior e assim sucessivamente. Assim, pode-se avaliar a dispersão das áreas ou tratamentos em sistemas de eixos cartesianos nos quais o aproveitamento da variabilidade disponível seja maximizada.

A determinação da distância multivariada (Distância Euclidiana Média) entre as médias dos valores das variáveis consideradas na análise de componentes principais foi utilizada para análise da dissimilaridade entre os tratamentos e para a construção do dendrograma de agrupamento hierárquico (UPGMA) entre as áreas, com o programa STATISTICA (StatSoft, 1995). A fórmula para o cálculo da distância Euclidiana média foi:

$$d_{ij} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_j (x_{ij} - x_{i'j})^2}, \text{ onde:}$$

d_{ij} = distância Euclidiana média entre a área “i” e a área “j”;

n é o número de caracteres avaliados e

x_{ij} é a observação da i -ésima área em relação à j -ésima variável.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Características físicas e químicas do solo

Os solos amostrados sob eucalipto submetido a diferentes manejos e o solo sob mata natural mostraram-se relativamente homogêneos quanto às características químicas e físicas (Quadro 11). Os solos apresentaram acidez muito elevada, com o pH CaCl_2 médio de 3,7, sendo o menor valor o encontrado para o solo de mata na profundidade de 5 a 20 cm ($\text{pH CaCl}_2 = 3,4$). O conteúdo de matéria orgânica é classificado como médio de acordo com Alvarez V. et al. (1999). Os maiores valores para essa característica, juntamente com o P orgânico, foram encontrados na camada de 0 a 5 cm em todos os solos, com exceção do P orgânico no tratamento 2. Os maiores conteúdos de matéria orgânica e de P orgânico, em ambas as profundidades, foram encontrados no solo de mata natural (tratamento 1), embora, para matéria orgânica, não tenha havido diferença significativa em relação aos valores encontrados nos solos amostrados sob eucalipto. Os valores para os teores de P-resina variaram de médio a alto e os teores de K^+ de muito baixo a baixo, conforme classificação proposta por Raij et al. (1996) para solos florestais. Ainda segundo esses autores, os teores de Mg^{2+} e S-SO_4^{2-} podem ser classificados como baixo e alto, respectivamente, e os teores de Ca^{2+}

como médio a alto, para a profundidade de 0 a 5 cm, e de baixo a médio, para a profundidade de 5 a 20 cm. Os solos apresentaram também saturação por bases muito baixa e saturação por alumínio alta, exceto nos tratamentos de 3 a 7 na profundidade de 0 a 5 cm, em que a saturação por bases foi classificada como baixa e a saturação por alumínio como média (Alvares V. et al., 1999). Isso foi atribuído ao fato desses cinco tratamentos terem recebido adubações no sulco de plantio, com 150 kg ha⁻¹ de 10-20-10 e 4 t ha⁻¹ de cinza e, em cobertura, com 150 kg ha⁻¹ de 10-20-10, fato que não ocorreu nos tratamentos 1 e 2. Todas as amostras apresentaram granulometria bastante semelhante, com teores de areia superiores a 90%. A densidade na camada de 0 a 5 cm de profundidade variou de 1,07 g cm⁻³ no solo de mata a 1,26 g cm⁻³ no solo sob eucalipto submetido ao manejo com a retirada da serapilheira e dos restos culturais (tratamento 5).

Quadro 11. Caracterização química das amostras de solo sob plantio de eucalipto retiradas de parcelas submetidas a diferentes manejos culturais e de uma área com vegetação natural adjacente (conforme o Quadro 6) localizadas na fazenda Entre Rios, Botucatu-SP

Área	Prof.	pH CaCl ₂	Matéria Orgânica	P-orgânico	P-resina	S-SO ₄ ²⁻	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H + Al	Soma de Bases	CTC potencial (T)
	cm		dag dm ⁻³	Mg dm ⁻³	----- mg dm ⁻³ -----				mmolc dm ⁻³			----- mmolc dm ⁻³ -----	
1	0-5	3,47a	3,20a	2,69a	7,5a	17,0a	1,05a	6,0a	3,00a	12,0a	71,0a	10,05a	81,05a
	5-20	3,42B	2,23A	2,14A	6,25A	16,25A	0,70A	2,50A	1,50A	12,75A	63,50A	4,70A	68,20A
2	0-5	3,53a	2,60a	1,20b	7,3a	14,8a	0,63b	4,5a	2,25a	10,3a	55,3a	7,88a	63,13a
	5-20	3,70A	2,00A	1,30B	5,25A	15,50A	0,52AB	2,75A	1,75A	10,00A	43,75A	5,03A	48,78A
3	0-5	3,85a	2,72a	1,59b	10,3a	15,5a	0,70ab	12,8a	3,50a	8,0a	54,8a	16,95a	71,70a
	5-20	3,72A	2,03A	1,50B	8,50A	13,75A	0,57AB	3,50A	1,75A	9,00A	44,00A	5,82A	49,83A
4	0-5	3,80a	2,83a	1,57b	10,3a	13,0a	0,63b	12,3a	3,25a	8,0a	52,0a	16,13a	68,13a
	5-20	3,75A	1,83A	1,46B	7,75A	13,00A	0,47B	2,75A	1,75A	9,75A	46,50A	4,97A	51,47A
5	0-5	3,88a	2,48a	2,02ab	8,0a	12,0a	0,63b	9,5a	3,25a	7,8a	45,3a	13,38a	58,63a
	5-20	3,78A	1,83A	1,10B	5,50A	13,00A	0,50B	3,75A	2,00A	8,00A	40,75A	6,25A	47,00A
6	0-5	3,75a	2,50a	1,57b	9,5a	13,3a	0,65b	8,3a	3,50a	7,3a	43,8a	12,40a	56,15a
	5-20	3,70A	1,95A	1,35B	7,75A	13,50A	0,47B	3,75A	2,25A	8,75A	46,75A	6,47A	53,22A
7	0-5	3,83a	3,03a	1,50b	11,0a	13,0a	0,73ab	9,3a	3,75a	7,5a	52,5a	13,73a	66,22a
	5-20	3,75A	1,83A	1,24B	6,00A	13,00A	0,43B	2,75A	1,75A	8,50A	42,00A	4,93A	46,92A
<i>Média</i>	0-5	3,73	2,77	1,73	9,13	14,09	0,72	8,96	3,21	8,70	53,53	12,93	66,43
	5-20	3,69	1,96	1,44	6,71	14,00	0,52	3,11	1,82	9,54	46,75	5,45	52,20

Fósforo orgânico foi determinado pelo método da ignição (Anderson & Ingram, 1996). P-resina – determinado por resina de troca iônica mista (catiônica + aniônica). S-SO₄ = NH₄ OAc 0,5N em HOAc 0,25N (10 mL TFSA/25 mL).

Médias seguidas pela mesma letra minúscula (0 a 5 cm) ou maiúscula (5 a 20 cm), na coluna, não diferem entre si pelo Teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade.

Quadro 11 (cont.). Caracterização química das amostras de solo sob plantio de eucalipto retiradas de parcelas submetidas a diferentes manejos culturais e de uma área com vegetação natural adjacente (conforme o Quadro 6) localizadas na fazenda Entre Rios, Botucatu-SP

Área	Prof. cm	Saturação por bases	m	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Areia	Silte	Argila	Densidade g cm ⁻³
		----- % -----										
1	0-5	12,75a	56,00a	0,15a	0,38a	138,3a	15,07a	1,20a	92,0a	2,0a	6,0a	1,07a
	5-20	6,75A	73,25A	0,13A	0,38A	125,5A	5,35A	0,65A	91,5A	2,0A	6,5A	
2	0-5	12,75a	56,75a	0,10a	0,25ab	137,5a	4,05a	1,70a	92,0a	2,5a	5,5a	1,09a
	5-20	10,75A	66,75A	0,08AB	0,22A	75,0A	0,77B	0,45A	92,0A	2,5A	4,5A	
3	0-5	24,50a	37,25a	0,14a	0,25ab	135,0a	6,57a	2,35a	91,5a	3,0a	5,5a	1,19a
	5-20	12,25A	61,00A	0,09AB	0,20A	84,3A	1,55B	0,47A	91,0A	2,5A	6,5A	
4	0-5	24,00a	37,75a	0,12a	0,30a	132,5a	6,70a	1,83a	91,0a	3,5a	5,5a	1,21a
	5-20	10,25A	66,50A	0,08AB	0,25A	83,0A	1,10B	0,57A	90,5A	3,0A	6,5A	
5	0-5	23,25a	38,50a	0,10a	0,25ab	121,3a	7,70a	1,95a	92,0a	2,5a	5,5a	1,26a
	5-20	14,00A	56,25A	0,07AB	0,17A	77,8A	1,33B	0,47A	90,5A	4,0A	5,5A	
6	0-5	22,00a	37,25a	0,11a	0,25ab	119,3a	9,50a	2,38a	91,5a	2,5a	6,0a	1,16a
	5-20	12,75A	77,75A	0,07B	0,25A	93,8A	2,03AB	0,49A	90,5A	3,5A	6,0A	
7	0-5	22,25a	34,25a	0,09a	0,15b	100,0a	8,18a	1,45a	91,5a	2,0a	6,5a	1,14a
	5-20	10,75A	65,25A	0,08AB	0,20A	76,0A	1,27 B	0,41A	91,5A	2,0A	6,5A	
Média	0-5	20,21	42,54	0,12	0,26	126,27	8,25	1,84	91,64	2,57	5,79	1,16
	5-20	11,07	66,68	0,09	0,24	87,91	1,91	0,50	91,07	2,79	6,00	

Método utilizado: Cu, Fe, Mn, Zn – DTPA – TEA; pH 7,3; B = BaCl₂.2H₂O 0,125% microondas (10 mL TFSA/20 mL BaCl₂ 0,125%). Análise granulométrica: método do densímetro (areia: 2-0,05 mm; silte: 0,05-0,002 mm; argila: < 0,002 mm).

Médias seguidas pela mesma letra minúscula (0 a 5 cm) ou maiúscula (5 a 20 cm), na coluna, não diferem entre si pelo Teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade.

4.2. CBM, NBM e $qMIC$

Os maiores valores do carbono da biomassa microbiana (CBM) e do nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) foram encontrados no solo de mata (Quadro 12). Os tratamentos 5 (reforma com remoção dos restos culturais e da serapilheira), 6 (reforma com incorporação de todos os resíduos com grade) e 7 (reforma com a queima de todos os resíduos) apresentaram valores de CBM inferiores ($p < 0,05$) ao da mata na profundidade de 0 a 5 cm. No caso dos tratamentos 5 e 7, esse fato foi atribuído ao manejo empregado nessas áreas, que favoreceu a perda de material orgânico do sistema; no tratamento 6, a incorporação dos restos orgânicos parece ter promovido uma dispersão da matéria orgânica no perfil do solo, refletindo em uma distribuição homogênea da biomassa microbiana nas duas profundidades do solo analisadas. Na profundidade de 5 a 20 cm, apenas os tratamentos 2 (não foi realizado o corte das árvores do primeiro ciclo) e 6 apresentaram valores que não diferiram do obtido na mata natural, corroborando a sugestão da ocorrência de distribuição vertical da biomassa microbiana no tratamento 6, decorrente da incorporação da matéria orgânica.

O CBM e o NBM apresentaram variações significativas entre os tratamentos. Esses valores foram consistentemente mais elevados nos solos sob mata, indicando a ocorrência de efeitos adversos do uso desse solo sobre a comunidade microbiana. Por

Quadro 12. Carbono da biomassa microbiana (CBM), nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) e quociente microbiano ($qMIC$) em amostras de solo sob plantio de eucalipto, retiradas de parcelas submetidas a diferentes manejos culturais e de uma área com vegetação natural adjacente

Manejo*	CBM		NBM		$qMIC$	
	----- $\mu\text{g g}^{-1}$ -----		----- $\mu\text{g g}^{-1}$ -----		----- % -----	
	0-5	5-20	0-5	5-20	0-5	5-20
1	262,6a	197,4a	76,40a	37,75a	1,50a	1,54a
2	181,3ab	144,3ab	36,25b	21,00b	1,20ab	1,27ab
3	185,3ab	115,6b	38,55b	20,45b	1,18ab	0,98b
4	182,0ab	121,2b	40,70b	17,40b	1,14ab	1,13ab
5	161,7b	113,5b	33,20b	20,05b	1,14ab	1,07ab
6	154,7b	156,9ab	37,75b	28,65ab	1,11ab	1,39ab
7	136,3b	121,4b	34,50b	20,60b	0,81b	1,15ab

Médias seguidas pela mesma letra na, coluna, não diferem entre si pelo Teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade;

(*) Os manejos estão descritos no quadro 6.

outro lado, não se detectaram alterações significativas no teor de C orgânico total (Quadro 11), o que demonstra, conforme também observado por outros autores (Powlson et al., 1987; Sparling, 1992), que o indicador microbiológico é mais sensível às alterações decorrentes do uso do solo.

Para os solos analisados, os maiores valores de q_{MIC} , o que indica uma matéria orgânica de melhor qualidade (Wardle, 1994), foram encontrados no solo de mata (Quadro 12). Segundo Wardle (1994), em circunstâncias em que a biomassa encontra-se sob algum fator de estresse (deficiência de um nutriente, acidez, etc), a capacidade de utilização do carbono é diminuída. Nesse caso, a relação C microbiano:C orgânico diminui ($<q_{MIC}$). Ao contrário, com a adição de matéria orgânica de boa qualidade ou com a mudança do fator limitante para uma condição favorável, a biomassa microbiana pode aumentar rapidamente ($>q_{MIC}$), mesmo se os níveis do carbono orgânico permanecerem inalterados (ex., Powlson et al., 1987).

O tratamento 7 apresentou o menor valor de q_{MIC} na profundidade de 0 a 5 cm, embora não tenha diferido dos demais solos sob eucalipto em nível de 5 % de probabilidade (Quadro 12). Esse fato demonstra o efeito negativo da queima também sobre este indicador da qualidade do solo. Outros estudos confirmam o forte e duradouro efeito do fogo sobre a comunidade microbiana do solo. Dumontet et al. (1996), por exemplo, estudaram uma cronosequência de queimadas em florestas homogêneas de pinus em solos arenosos do mediterrâneo. O CBM avaliado na camada de 0 a 5 cm de solo mostrou um efêmero aumento até 2 anos após a queima, seguido de uma redução em torno de 50% nos solos em que a queima tinha sido efetuada há 6 e 11 anos em relação ao controle (solos de florestas que não sofreram a queima). Houve também uma queda acentuada nos valores de q_{MIC} nos solos amostrados 1 ano após a queima e esse padrão se manteve até o último período avaliado, 11 anos após a queima.

4.3. Respiração basal e q_{CO_2}

Os maiores valores de atividade respiratória basal foram os encontrados nos tratamentos 1 (vegetação natural) e 2 (não foi realizado o corte das árvores do primeiro ciclo) e os menores no tratamento 4 (reforma com remoção dos restos culturais), em ambas as profundidades, e no tratamento 3 (reforma sem remoção de resíduos), na profundidade de 5 a 20 cm (Quadro 13). No entanto, o baixo valor de respiração para o

solo do tratamento 4, em comparação ao tratamento 7 (reforma com a queima de todos os resíduos), por exemplo, não permite inferir que a o primeiro seja pior que o segundo com relação à qualidade do solo. A determinação do quociente metabólico qCO_2 (Anderson & Domsch, 1985) permite a identificação dos solos contendo biomassa mais eficiente na utilização de carbono/energia ($<qCO_2$) os quais refletem, de acordo com a teoria do “desenvolvimento bioenergético dos ecossistemas” de Odum (1969), ambientes com menor grau de distúrbio ou estresse. Analisando-se os valores de qCO_2 calculados para os solos analisados (Quadro 13), percebe-se que os solos sob vegetação natural (tratamento 1) e sob eucalipto no qual a reforma foi realizada com a remoção dos restos culturais (tratamento 4) apresentaram os menores valores para essa característica na profundidade de 0 a 5 cm. Esses valores diferiram significativamente apenas do tratamento 7, reforma com a queima de todos os resíduos, o qual apresentou o maior valor. Esses resultados demonstram o efeito do distúrbio causado pela queima sobre a biomassa microbiana mesmo após 5,5 anos da aplicação desse manejo. Esse distúrbio, refletido na baixa eficiência dos microrganismos em converter a matéria orgânica do solo em biomassa microbiana, leva a uma menor retenção do carbono orgânico no solo proveniente da decomposição, pois grande parte é mineralizada e devolvida à atmosfera.

Quadro 13. Atividade respiratória basal e quociente metabólico (qCO_2) em amostras de solo sob plantio de eucalipto retiradas de parcelas submetidas a diferentes manejos culturais e de uma área com vegetação natural adjacente

Manejo*	Respiração*		qCO_2 **	
	----- $\mu g\ g^{-1}\ d^{-1}\ CO_2$ -----		----- $\mu g\ CO_2\ \mu g\ biomassa^{-1}\ d^{-1}$ -----	
	0-5	5-20	0-5	5-20
1	29,3ab	16,7a	0,111b	0,085a
2	30,3a	14,6ab	0,167ab	0,101a
3	25,7abc	9,7b	0,139ab	0,084a
4	18,8c	11,3b	0,103b	0,093a
5	23,7abc	14,3ab	0,147ab	0,126a
6	22,7bc	14,4ab	0,146ab	0,092a
7	25,1abc	12,4ab	0,184a	0,102a

Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo Teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade;

(*) Os manejos estão descritos no quadro 6.

4.4. Atividade de Enzimas do Solo

As atividades de todas as enzimas do solo analisadas, à exceção da atividade da urease, apresentaram padrões de comportamento parecidos, mostrando-se significativamente maiores no solo de mata natural em ambas as profundidades avaliadas (Quadro 14). Lazari (2001), também estudando características microbiológicas em solos sob eucalipto com diferentes idades e em um solo com vegetação nativa, observou que as atividades das enzimas β -glicosidase e das FME ácida e alcalina também foram consistentemente maiores no solo sob mata nativa. Quando se comparam os resultados obtidos nos solos amostrados sob eucalipto submetido a diferentes manejos, observa-se tendência de menor atividade da β -glicosidase e da fosfatase ácida nos tratamentos que promoveram a retirada (tratamento 5) ou a queima (tratamento 7) dos resíduos orgânicos.

Quadro 14. Atividade das enzimas desidrogenase, β -glicosidase, fosfomonoesterases ácida e alcalina e urease em amostras de solo sob plantio de eucalipto retiradas de parcelas submetidas a diferentes manejos culturais e de uma área com vegetação natural adjacente, conforme o quadro 6

Manejo	Desidrogenase*		b-Glicosidase**		Fosfatase Ácida**		Fosfatase Alcalina**		Urease***	
	0-5	5-20	0-5	5-20	0-5	5-20	0-5	5-20	0-5	5-20
1	348,1a	54,0a	69,5a	41,9a	421,2a	165,1a	71,6a	16,2a	2,11a	2,05a
2	54,5b	21,9b	45,9b	25,7b	223,7b	103,0b	29,9b	12,4ab	1,81a	1,86ab
3	108,0b	29,1b	50,1ab	18,2b	179,3b	77,1bc	24,7b	8,0b	1,54a	2,10a
4	76,1b	28,0b	46,5b	18,5b	175,5b	82,0bc	30,0b	9,6b	1,39a	1,59ab
5	70,8b	21,7b	42,8b	15,9b	146,6b	73,3c	24,3b	9,6b	1,55a	1,35ab
6	74,5b	33,8b	44,4b	23,5b	174,7b	99,9bc	23,1b	8,4b	1,52a	1,69ab
7	51,4b	24,6b	44,6b	14,9b	154,2b	74,4c	25,7b	7,9b	1,80a	1,06b

Médias seguidas pela mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo Teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade.

(*) $\text{nmol g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de TFF;

(**) $\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de *p*-nitrofenol;

(***) $\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de NH_4^+ .

4.5. Taxas de Nitrificação e de Amonificação Líquidas

As taxas de amonificação e de nitrificação líquidas foram maiores na camada superior do solo (Quadro 15), o que pode ser atribuído ao maior conteúdo de matéria

orgânica e de nutrientes minerais (Quadro 11). Os valores médios obtidos para essas taxas na profundidade de 0 a 5 cm para os solos sob eucalipto com 5,5 anos (tratamentos 3 a 7) foram de 14,7 mg kg⁻¹ mês⁻¹ de N-inorgânico e de 10,9 mg kg⁻¹ mês⁻¹ de N-NO₃⁻ (Quadro 15), semelhantemente aos encontrados por Lazari (2001) em solos sob plantio de eucalipto aos cinco anos de idade. A maior taxa de amonificação líquida foi encontrada no solo de mata natural (tratamento 1) e a menor no tratamento de manejo do eucalipto em que foi realizada a queima dos restos culturais e da serapilheira (tratamento 7), na profundidade de 0 a 5 cm. Esse resultado demonstra a sensibilidade desse indicador aos processos que alteram a estrutura da comunidade microbiana do solo, e corrobora outros resultados já apresentados anteriormente quanto à importância da manutenção dos restos orgânicos após a colheita das árvores.

Quadro 15. Taxa de nitrificação e de amonificação, conteúdos de nitrato e de amônio em amostras de solo sob plantio de eucalipto retiradas de parcelas submetidas a diferentes manejos culturais e de uma área com vegetação natural adjacente

Manejo*	Nitrificação		Mineralização		N-NO ₃ ⁻		N-NH ₄ ⁺	
	---- Líquida** ----		----- de N*** -----		----- mg kg ⁻¹ -----			
	0-5	5-20	0-5	5-20	0-5	5-20	0-5	5-20
1	13,49a	6,49a	18,05a	10,45ab	4,45a	2,81a	7,77a	3,15a
2	5,86b	4,92a	12,77ab	8,61b	0,87c	1,52b	5,41ab	2,93a
3	12,79ab	2,77a	15,10ab	8,26b	2,72b	2,03ab	3,60bc	1,61bc
4	13,52a	4,91a	17,16ab	13,32a	2,19bc	2,08ab	2,79c	1,35c
5	9,75ab	4,23a	14,73ab	9,85ab	1,34bc	1,73b	2,98c	1,67bc
6	9,54ab	4,01a	15,93ab	6,58b	1,66bc	1,37b	3,14bc	2,69ab
7	8,90ab	3,45a	10,79b	8,83ab	1,17c	1,84ab	4,04bc	1,47c

Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo Teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade;

(*) Os manejos estão descritos no quadro 6;

(**) mg kg⁻¹ mês⁻¹ de N-NO₃⁻;

(***) mg kg⁻¹ mês⁻¹ de N-inorgânico.

Apesar do crescimento de culturas puras de bactérias nitrificantes em meio líquido ocorrer predominantemente em pH variando de neutro a alcalino (Alexander, 1977; Persson & Wirén, 1995), os solos analisados apresentaram atividade de nitrificação em acidez bastante elevada. Segundo Prosser (1989), a nitrificação em solos ácidos pode resultar de diferentes fatores, a saber: (i) a aderência dos microrganismos

nitrificantes a superfícies de argilas e substâncias húmicas, as quais serviriam para tamponar os H^+ originados da oxidação do amônio; (ii) a ocorrência de estirpes de nitrificantes tolerantes à acidez; (iii) a ocorrência de microssítios do solo caracterizados por possuírem um pH mais elevado que o da solução do solo e (iv) a atividade de microrganismos nitrificantes heterotróficos mais tolerantes à acidez que os nitrificantes autotróficos.

Vários autores (Rice & Pancholy, 1972; Robertson, 1982; Davidson et al. 1992; Lazari, 2001) sugerem que o processo de nitrificação tende a ser menos expressivo em comunidades microbianas mais evoluídas e equilibradas. Ao contrário, o processo tende a ser intensificado em condições de desequilíbrio, desde que se disponha de fonte de nitrogênio amoniacal. Dessa forma, em solos sob cultivo comercial de eucalipto, a situação de máximo distúrbio ocorre após o corte da floresta com posterior reforma do povoamento. Nessa situação, as taxas de nitrificação são elevadas e tendem a diminuir, gradualmente, com o avanço da idade do povoamento. Rice & Pancholy (1972) observaram um aumento dos teores de N amoniacal e um decréscimo do teor de nitrato ao longo dos estádios sucessionais em áreas contendo diferentes tipos de vegetação. As populações de microrganismos nitrificantes também diminuíram significativamente com o avanço da sucessão. Os autores formularam a hipótese de que a atividade de nitrificantes parece ser de algum modo influenciada negativamente por substância(s) exsudada(s) pela vegetação presente em comunidades clímax, principalmente taninos (Rice & Pancholy, 1973) ou outras substâncias potencialmente inibidoras de *Nitrosomonas*, como os compostos fenólicos e flavonóides (Rice & Pancholy, 1974) e os monoterpenos (Paavolainen *et al.*, 1998). Outra hipótese seria de que interações negativas com outras populações microbianas existentes na rizosfera, favorecidas pelo ambiente estável ou pela maior disponibilidade de nutrientes, possam promover uma redução das populações de nitrificantes (Robertson, 1982).

A inibição da nitrificação traz implicações importantes na assimilação do N nos ecossistemas. Em primeiro lugar, ocorre conservação de energia no processo de assimilação de nitrogênio pelas plantas, pois o N amoniacal pode ser diretamente assimilado bioquimicamente, enquanto que o N nítrico precisa ser reduzido a nitrito e, posteriormente, a amônio antes de ser assimilado. Em segundo lugar, a permanência do N na forma amoniacal favorece a conservação do nitrogênio no sistema, já que a forma nítrica pode ser facilmente perdida por lixiviação ou na forma de gases de nitrogênio (NO , N_2O e N_2) por meio da atividade de microrganismos desnitrificantes. Dessa forma,

menores taxas de nitrificação devem ser interpretadas como uma situação desejável quando se avalia a qualidade do solo, pois torna o ciclo do N mais conservativo.

As taxas de nitrificação líquida obtidas neste trabalho (Quadro 15) contradizem, de certa forma, as afirmações acima. À exceção do tratamento 2, os tratamentos que deveriam, em teoria, apresentar taxas menores de nitrificação, como o solo de mata (tratamento 1) e os solos sob cultivo de eucalipto com manejos menos agressivos, como os tratamentos 3 e 4, apresentaram as maiores taxas de nitrificação na profundidade de 0 a 5 cm. Já os tratamentos 5, 6 e 7, a princípio mais agressivos ao solo, apresentaram as menores taxas nessa profundidade. Esse fato foi atribuído à metodologia utilizada para a determinação da nitrificação. Deve-se considerar que a amostragem do solo, em si, já impõe uma situação de distúrbio à comunidade microbiana do solo, embora a expressão desse distúrbio seja controlada pela armazenagem das amostras a baixa temperatura. Esse cuidado evita alterações decorrentes desse distúrbio e medições não correspondentes àquelas realmente existentes em campo. Entretanto, na metodologia de determinação da nitrificação líquida, em que o solo é incubado durante 28 dias à temperatura ambiente, há tempo e condições para que o efeito do distúrbio causado pela amostragem seja expresso. A nitrificação potencial, determinada pelo método da agitação do solo saturado de água (Belser, 1979), pode ser considerada a mais adequada, por evitar os problemas intrínsecos ao método da incubação aeróbia. Esse método consiste na incubação da mistura do solo com uma solução diluída de fosfato de amônio, sob agitação constante, e a medição do NO_3^- acumulado durante um período relativamente curto (usualmente ≤ 24 h). A imobilização de nitrato pelos microrganismos é inibida pelas altas concentrações de NH_4^+ e a denitrificação é inibida pela agitação, que mantém a mistura aerada (Hart et al., 1994). Como o processo de consumo de NO_3^- é eliminado, as taxas líquidas equivalem às taxas brutas de nitrificação (Hart et al., 1994). As informações obtidas por esse método são aplicáveis às condições de campo já que, dado o curto período de incubação, mudanças expressivas nas populações de nitrificantes são pouco prováveis. Também, limitações de umidade e de substrato são eliminadas e, assim, a medida da taxa de nitrificação se aproxima da taxa de nitrificação máxima (V_{max}) possível a determinada temperatura de incubação (Hart et al., 1994).

Lazari (2001) estudou a nitrificação e outros processos bioquímicos e microbiológicos sob eucalipto em diferentes idades, em solos de Minas Gerais. A autora observou que a taxa de nitrificação líquida aumentou com o avanço da idade da

vegetação, sendo que os maiores valores foram detectados na área com vegetação natural adjacente aos plantios de eucalipto. Um padrão inverso a esse foi obtido quando foram determinadas as taxas de nitrificação potencial. Esses resultados corroboram com a hipótese sugerida acima quanto aos problemas do método de incubação aeróbia para avaliar a nitrificação, considerando o uso dessa atividade como um indicador de equilíbrio da comunidade microbiana do solo.

4.6. Índices de Qualidade do Solo

A integração dos valores das propriedades do solo padronizadas no modelo de índice de qualidade do solo (IQS) permitiu a diferenciação dos solos coletados nas diferentes áreas e mostrou relação com os resultados obtidos e discutidos na análise de componentes principais. Para as amostras retiradas da profundidade de 0 a 5 cm, o maior IQS foi encontrado no solo de mata natural (T1), seguido pelos IQS calculados para os solos sob eucalipto submetido ao cultivo mínimo (T3) e ao manejo com retirada dos restos culturais e manutenção da serapilheira (T4), sendo estes os únicos que não diferiram a 10 % de significância do tratamento 1 (Quadro 16). Os menores índices, ainda nessa profundidade, foram, em ordem decrescente, aqueles calculados para os tratamentos 5, 2, 6 e 7. Para os tratamentos 5, 6 e 7, a perda de qualidade nesses solos foi atribuída à remoção ou à queima dos restos culturais e da serapilheira, efetuadas por ocasião da reforma do povoamento. No caso do tratamento 2, em que não foi realizado o corte das árvores do primeiro ciclo, o baixo IQS encontrado pode estar relacionado ao fato desse tratamento ter recebido a adubação apenas do primeiro ciclo, apesar desse comportamento não ter sido confirmado no IQS calculado para a profundidade de 5 a 20 cm. As características do solo que são influenciadas diretamente pela adubação, como os teores de P, S, K, Ca e Mg, além da saturação de bases e de Al, possuem, todas juntas, carregamento no IQS de apenas 8,5 % (Quadro 9). Apesar deste valor parecer subestimar a importância da contribuição da adubação para a qualidade do solo, deve-se considerar que a mesma pode influenciar, indiretamente, praticamente todos os outros indicadores de qualidade considerados nesse modelo, como por exemplo, o aumento do conteúdo de nutrientes imobilizados na biomassa microbiana e alterações da produção de enzimas e da ciclagem da matéria orgânica.

Quadro 16. Pontuações obtidas pelas funções do solo e IQS's de áreas com eucalipto submetido a diferentes manejos e com vegetação natural

Funções do Solo	Área (0 a 5 cm)						
	1	2	3	4	5	6	7
1- Receber, armazenar e suprir água	0,189	0,192	0,193	0,194	0,186	0,182	0,187
2- Promover o crescimento das raízes	0,161	0,160	0,168	0,168	0,168	0,170	0,170
3- Armazenar, suprir e ciclar nutrientes	0,180	0,123	0,139	0,138	0,128	0,125	0,119
4- Promover a atividade biológica	0,178	0,153	0,158	0,156	0,148	0,147	0,141
5- Manter a homeostase	0,192	0,151	0,176	0,165	0,157	0,155	0,101
IQS	0,899a	0,780bc	0,835ab	0,821abc	0,787bc	0,779bc	0,717c
*CV (%)	6,75	15,95	12,03	12,26	13,85	13,87	24,69
Funções do Solo	Área (5 a 20 cm)						
	1	2	3	4	5	6	7
1- Receber, armazenar e suprir água	0,196	0,191	0,196	0,191	0,190	0,194	0,188
2- Promover o crescimento das raízes	0,150	0,160	0,165	0,159	0,164	0,164	0,160
3- Armazenar, suprir e ciclar nutrientes	0,179	0,136	0,128	0,128	0,114	0,150	0,115
4- Promover a atividade biológica	0,176	0,161	0,148	0,153	0,144	0,166	0,143
5- Manter a homeostase	0,198	0,190	0,174	0,187	0,173	0,196	0,182
IQS	0,899a	0,839ab	0,811b	0,818ab	0,785b	0,870ab	0,788b
*CV (%)	10,94	13,84	15,75	15,92	18,63	11,56	18,76

*Coeficiente de variação das funções do solo.

Médias seguidas pela mesma letra, na linha, não diferem entre si pelo Teste de Tukey, em nível de 10% de probabilidade.

Relação dos tratamentos: 1 – Área de vegetação natural de mata secundária
 2 – Não foi realizado o corte das árvores do primeiro ciclo
 3 – Reforma sem a remoção de resíduos (cultivo mínimo)
 4 – Reforma com remoção dos restos culturais (galhos e cascas)
 5 – Reforma com remoção dos restos culturais e da serapilheira
 6 – Reforma com incorporação de todos os resíduos com grade
 7 – Reforma com a queima de todos os resíduos

Quando analisados os IQS obtidos pelos solos amostrados à profundidade de 5 a 20 cm (Quadro 16), constata-se novamente que o maior índice foi o encontrado para o solo sob vegetação de mata (T1) o qual foi, coincidentemente, idêntico ao calculado

para a camada superior de solo. Os IQS obtidos para os solos sob eucalipto submetido aos diferentes tratamentos não diferiram a 10 % de significância nessa profundidade. No entanto, os menores índices foram novamente aqueles calculados para os tratamentos 5 e 7, semelhantemente aos resultados obtidos na camada de 0 a 5 cm de solo.

O poder do modelo proposto para identificar mudanças na qualidade dos solos está evidenciado quando se analisam os resultados relativos ao tratamento 6, em que se efetuou a incorporação dos restos culturais. Mesmo após 5,5 anos da instalação do ensaio no campo, constata-se uma redução do valor do IQS na camada de 0 a 5 cm (de onde a matéria orgânica foi retirada) e um aumento do IQS na profundidade de 5 a 20 cm, onde se deu a incorporação da matéria orgânica pela gradagem. Isso decorre, principalmente, do peso do indicador matéria orgânica (0,287, Quadro 9) e de outros indicadores, como CBM e atividade enzimática, diretamente relacionados à presença da matéria orgânica no solo.

A decomposição dos índices de qualidade nas pontuações obtidas pelas funções do solo propostas no modelo de IQS (Quadro 16), permitiu avaliar quais foram aquelas mais afetadas pela substituição da vegetação natural pela monocultura do eucalipto e, também, quais manejos prejudicaram mais ou menos a performance dessas funções dentro do ecossistema. As pontuações obtidas pelas funções “receber, armazenar e suprir água” e “promover o crescimento das raízes” apresentaram pequena variação dentre os diversos solos analisados. Isso foi atribuído ao fato de que tais funções estão associadas, no modelo, somente aos indicadores químicos e físicos que, como discutido anteriormente, apresentaram pequena variabilidade dentre os tratamentos (Quadro 11). Já as demais funções do modelo que integram, além de indicadores químicos e físicos, indicadores microbiológicos, apresentaram pontuações mais diferenciadas, principalmente para a profundidade de 0 a 5 cm, demonstrando claramente a maior sensibilidade dos indicadores microbiológicos para identificar mudanças na qualidade do solo decorrentes do manejo.

Em ambas as profundidades, a função do solo mais afetada pela mudança da vegetação natural para o povoamento de eucalipto foi a capacidade do solo de armazenar, suprir e ciclar nutrientes (Quadro 16). Dentre os solos com povoamentos de eucalipto, essa função foi mais afetada pelos manejos que promoveram a retirada (T5) ou a queima (T7) dos restos orgânicos da primeira rotação. Já as pontuações atribuídas à função de “promover a atividade biológica” apresentaram uma certa homogeneidade dentre os solos sob eucalipto, apesar da diferenciação do solo de mata. Ainda assim, as

menores pontuações para essa função, na camada de 0 a 5 cm, foram obtidas nos tratamentos 5, 6 e 7, que promoveram a retirada de matéria orgânica. Novamente, na camada de 5 a 20 cm, evidencia-se uma maior pontuação dessa função no tratamento 6.

O baixo IQS recebido pelo manejo 7 (reforma com a queima dos resíduos), na camada de 0 a 5 cm, esteve associado, principalmente, com a baixa performance nesse solo das funções “manter a homeostase”, relacionada ao equilíbrio de todas as demais funções por integrar indicadores de distúrbio ou estresse da biomassa microbiana do solo, e “armazenar, suprir e ciclar nutrientes” (Quadro 16), demonstrando o forte impacto negativo desse manejo sobre o equilíbrio de vários processos importantes no solo.

O coeficiente de variação (CV) das funções do solo (Quadro 16) pode ser um parâmetro para medir a sensibilidade dessas em detectar mudanças na qualidade do solo decorrentes do manejo. Coincidentemente, e em ambas as profundidades avaliadas, os tratamentos que obtiveram os menores IQS's foram também os que obtiveram os maiores CV's, e vice-versa. Essa relação demonstra, conforme discutido anteriormente, que no modelo existem algumas funções que são dificilmente alteradas pelo manejo ou são mais “tamponadas” (funções 1 e 2), enquanto outras são mais sensíveis ou mais “voláteis” (funções 3, 4 e 5). A observação desse parâmetro pode ser importante, também, em situações (não é o caso deste trabalho) em que se obtêm para dois ou mais solos IQS's semelhantes mas com CV das funções bastante distintos. Nesse caso, os solos com maior CV seriam aqueles cujo manejo causou depreciação acentuada na performance de apenas algumas das funções do solo, enquanto que os solos que apresentam menor CV são aqueles cujo manejo alterou homoganeamente todas as funções.

4.7. Análise por Componentes Principais

A análise de componentes principais realizada para as variáveis químicas, físicas e biológicas selecionadas permitiu agrupar nos dois primeiros componentes principais 82,1 % da variância total para a profundidade de 0 a 5 cm e de 77,1 % da variância total na profundidade de 5 a 20 cm (Quadro 17).

Quadro 17. Autovalores e % de variação explicada associados às variáveis físicas, químicas e biológicas de solos sob diferentes manejos, analisadas por componentes principais

Componente	Autovalor	% Variação Total	% Acumulada
0 a 5 cm			
1	11,86	62,33	62,33
2	3,76	19,77	82,11
5 a 20 cm			
1	15,74	62,56	62,56
2	3,65	14,51	77,07

A dispersão dos escores obtidos para cada um dos tratamentos, em um sistema de eixos cartesianos representados pelos dois primeiros componentes principais, permitiu visualizar as semelhanças entre as áreas com base nas “n” variáveis analisadas (Figura 11A e B). A área referente ao tratamento 1 (mata natural), usada com referência de qualidade do solo, foi a que apresentou a maior distância gráfica dos demais tratamentos em ambas as profundidades, demonstrando que a introdução do monocultivo do eucalipto teve forte influência sobre a qualidade do solo. Essa modificação acentuada está aparentemente ligada a redução da qualidade do solo, conforme indicada na análise dos IQS, embora a palavra “mudança” na qualidade seja mais adequada, considerando-se que se trata de dois sistemas com características bastante distintas. Essa forte mudança qualitativa no solo causada pela modificação da vegetação nativa para o monocultivo do eucalipto está relacionada à baixa resistência (capacidade de um sistema continuar a funcionar sem mudanças durante um distúrbio) e resiliência (capacidade de recuperação da integridade funcional de um sistema após um distúrbio, relativo ao seu estado original (Pimm, 1984)) desses solos, o que determinou grandes alterações em suas características bioquímicas, conforme já discutido.

Dentre os solos amostrados sob eucalipto submetidos a diferentes manejos, na profundidade de 0 a 5 cm (Figura 11A), identificam-se pelo menos três comportamentos ou padrões quanto à qualidade do solo: o tratamento 2, onde não foi feito o corte das árvores do primeiro ciclo, foi o ponto com menor valor no componente 2 (C2); os tratamentos 3 (reforma sem a remoção de resíduos) e 4 (reforma com remoção dos restos culturais, mas deixando a serapilheira) foram os pontos com maiores valores no C2; e os tratamentos 7 (reforma com a queima de todos os resíduos), 5 (reforma com

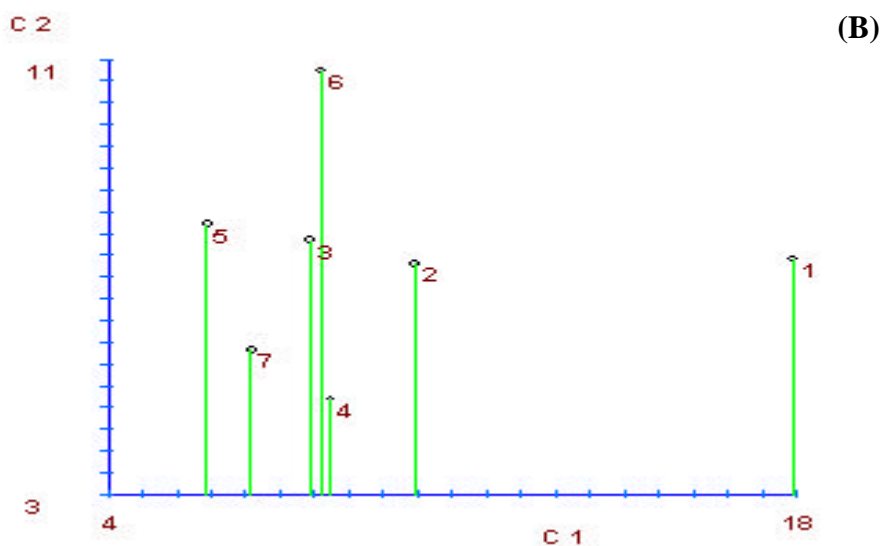
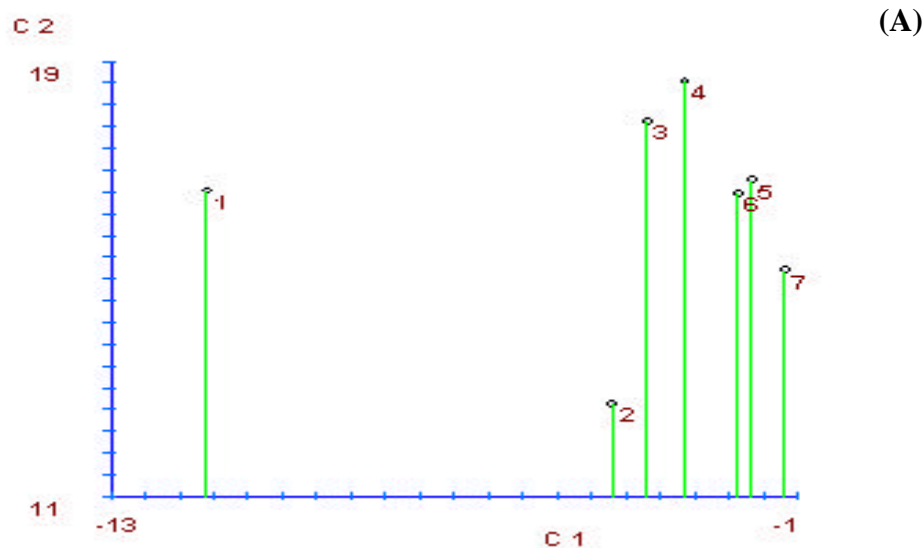


Figura 11. Dispersão dos escores dos 7 tratamentos, sendo seis deles (2 a 7) povoamentos de eucalipto submetidos a diferentes manejos e um, vegetação natural (trat. 1), em relação aos dois primeiros componentes principais, tendo como base 19 variáveis medidas na profundidade de 0 a 5 cm (A) e 25 variáveis medidas na profundidade de 5 a 20 cm (B).

remoção dos restos culturais e da serapilheira) e 6 (reforma com incorporação de todos os resíduos com grade), os quais situam-se em uma posição intermediária em relação ao C2. De certa forma, esse agrupamento subjetivo separa, com relação às características selecionadas do solo, os tratamentos com manejos mais contrastantes, como por exemplo o tratamento 2, em que o povoamento de eucalipto se encontrava com 11 anos,

dos demais tratamentos, em que o povoamento se encontrava com 5,5 anos. Da mesma forma, os tratamentos 3 e 4, que proporcionaram a manutenção na superfície do solo de resíduos orgânicos, diferenciaram-se dos tratamentos 5, 6 e 7, os quais sofreram a retirada, incorporação e queima, respectivamente, dos restos culturais e da serapilheira.

A figura 11A mostra ainda a projeção dos pontos no eixo X, que corresponde ao componente principal 1, que explica a maior parcela da variância dos dados (62 % - Quadro 17). Assumindo-se o tratamento 1 como referência de qualidade, pode-se observar na projeção dos pontos que o manejo 2 é o que mais se aproxima dessa referência, seguido pelos manejos 3, 4, 6, 5 e 7. Por meio desse critério, os manejos relacionados aos tratamentos 5, 6 e 7 podem ser considerados como os que causaram a maior modificação em relação à mata, sendo justamente aqueles que, em teoria, causam os maiores distúrbios ou perdas de energia do sistema, como a gradagem e a retirada ou queima de todo o material orgânico, que poderia ser ciclado na próxima rotação. Ademais, a maior proximidade entre o tratamento 2 (eucalipto com 11 anos) e o tratamento 1 (referência) em relação ao primeiro componente principal, fato que pode ser observado também para a profundidade de 5 a 20 cm (Figura 11B), pode ser interpretada como uma tendência da floresta de eucalipto em aproximar o seu estado qualitativo daquele alcançado pela mata. Essa recuperação do fator qualidade em solos sob eucalipto com o avanço da idade do povoamento também foi constatada em solos argilosos (Lazari, 2001).

A projeção dos escores obtidos para a profundidade de 5 a 20 cm no C1, que representa 62,6 % da variância (Figura 11B), mostrou um padrão parecido em relação à profundidade de 0 a 5 cm, exceto pelo deslocamento do tratamento 6 em direção ao tratamento 1. Esse fato é explicado pela melhoria causada nesse perfil do solo decorrente da incorporação da serapilheira e dos restos culturais, levando a um incremento na biomassa e atividade microbianas.

As variáveis analisadas na camada de 0 a 5 cm, nas diferentes áreas estudadas, foram submetidas a uma outra análise multivariada, utilizando o método de agrupamento hierárquico (UPGMA), que permite melhor visualização do agrupamento sugerido na análise de componentes principais. Com base na matriz das distâncias Euclidianas médias (Quadro 18), utilizando as 19 variáveis, foi construído um dendrograma de agrupamento (Figura 12).

Quadro 18. Matriz quadrada das distâncias Euclidianas médias das amostras de solo de povoamentos de eucalipto de parcelas submetidas a diferentes manejos culturais e de uma área com vegetação natural adjacente, utilizando 19 variáveis da profundidade de 0 a 5 cm. A identificação das áreas está de acordo com o quadro 6.

Manejo	1	2	3	4	5	6	7
1	0						
2	1,919	0					
3	1,832	1,295	0				
4	2,023	1,404	0,565	0			
5	2,244	1,221	0,895	0,787	0		
6	2,156	1,109	0,713	0,686	0,581	0	
7	2,396	1,290	1,019	1,235	1,053	0,856	0

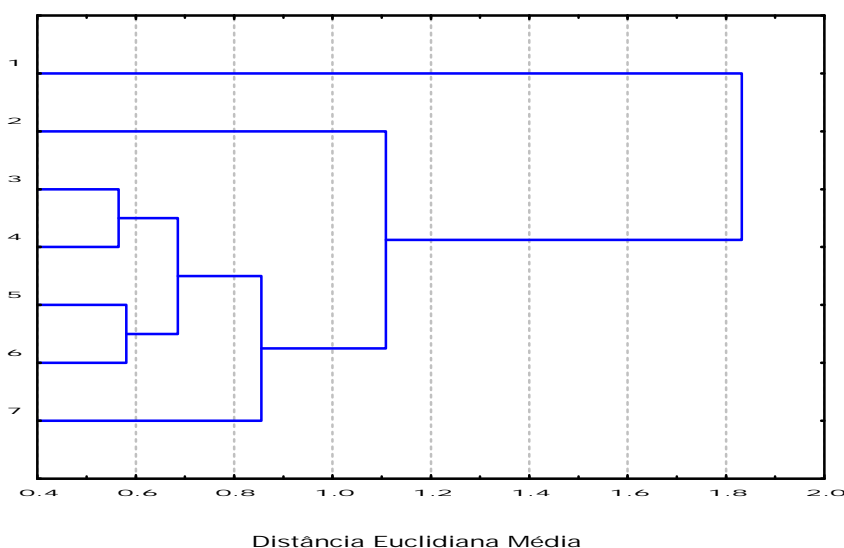


Figura 12. Dendrograma de agrupamento dos 7 tratamentos (Quadro 6) construído a partir da matriz quadrada de distâncias Euclidianas médias, obtidas por meio de 19 variáveis selecionadas para a profundidade de 0 a 5 cm.

O dendrograma permitiu a visualização dos mesmos grupos propostos pela análise de componentes principais, exceto pela distinção de mais um grupo formado somente pelo tratamento 7. A análise da matriz de distâncias Euclidianas médias (Quadro 18) mostra que as menores distâncias estão entre os tratamentos 3 e 4 (0,565) e entre os tratamentos 5 e 6 (0,581). Por outro lado, as maiores distâncias foram encontradas entre os tratamentos 1 e 7 (2,396) e entre 1 e 5 (2,244), demonstrando

novamente o efeito negativo da perda de material orgânico sobre a qualidade do solo promovida por esses dois manejos (5 e 7). O tratamento que apresentou a menor distância em relação ao tratamento 1 foi o tratamento 3 (1,832), comprovando que o cultivo mínimo é um tipo de manejo que favorece a conservação do solo e, portanto, considerado como sendo mais sustentável em longo prazo pois, entre outras coisas, contribui para a manutenção de nutrientes no sistema (Gatto, 2000).

5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo indicaram que o modelo para obtenção de índice de qualidade do solo empregado mostrou-se uma ferramenta efetiva para avaliar o efeito global de diferentes técnicas de preparo do solo sobre a sua qualidade, bem como da mudança da vegetação nativa para a cultura do eucalipto. Os indicadores microbiológicos mostraram-se mais sensíveis que os químicos ou físicos para avaliar mudanças na qualidade do solo decorrentes das técnicas de preparo do solo. A análise multivariada de componentes principais e o modelo desenvolvido para a determinação de IQS permitiram diferenciar alterações na qualidade do solo, mesmo 5,5 anos após a aplicação dos diversos tipos de preparo do solo.

É importante salientar a diferença básica entre as duas metodologias utilizadas para a avaliação da qualidade do solo, a análise multivariada e o modelo de IQS. A primeira constitui-se em uma metodologia qualitativa enquanto que a segunda é quantitativa. A distribuição espacial dos tratamentos no gráfico da análise de componentes principais permite apenas detectar mudanças ou diferenças na qualidade do solo, porém, sem distinguir se esta mudança é para melhor ou para pior. Essa distinção somente pode ser feita se for considerada uma área ou tratamento como sendo

o “melhor”, servindo, assim, como um referencial de qualidade. O modelo de IQS, no entanto, baseado no conhecimento dos indicadores de qualidade e da sua dinâmica nos ecossistemas, permite relacioná-los adequadamente às funções do solo e definir valores ótimos para determinado tipo de solo e cultura. Desse modo, permite-se a quantificação da qualidade do solo, ou seja, pode-se afirmar que índices mais elevados indicam solos com melhor qualidade e vice-versa.

As planilhas utilizadas para o cálculo do índice se constituem em base para o desenvolvimento do software denominado “Sistema de Cálculo de Índice de Qualidade do Solo (IQS)”. Mais avaliações e ajustes no IQS devem ser feitas em ciclos futuros da cultura, de modo a atingir o objetivo de monitoramento das mudanças na qualidade do solo ao longo do tempo e para refinar o índice. O ajuste no modelo de IQS é fundamental para o sucesso da sua aplicação prática e impõe a continuidade das pesquisas para definir indicadores de qualidade mais adequados para diferentes solos e culturas. Também é necessário o aumento dos bancos de dados para os indicadores, principalmente aqueles de caráter biológico que normalmente não são determinados nas rotinas de análise de solo.

No futuro, a melhor adequação das funções de pontuação dos indicadores deverá ser feita como resultado do avanço do conhecimento novo gerado por especialistas. Também, devem ser discussões no sentido de incluir ou excluir indicadores do modelo de modo a tornar o procedimento de avaliação do IQS mais adequado do ponto de vista metodológico e econômico. O indicador “desidrogenase”, por exemplo, apresenta uma metodologia de análise bastante trabalhosa, além de fazer uso de metanol, que é um reagente de alta toxidez. Aliado ao fato de que esse indicador apresenta um alto coeficiente de correlação com outros indicadores biológicos (Quadro 4A), o mesmo poderia ser excluído do modelo sem comprometer a sua estrutura e sensibilidade. Pelo mesmo raciocínio pode ser sugerida a retirada dos indicadores “NBM” e “fosfatases alcalinas”, os quais apresentam correlações significativas com o “CBM” (0,86 $p < 0,05$) e com as “fosfatases ácidas” (0,89 $p < 0,05$), respectivamente (Quadro 4A). A sugestão da retirada do indicador “fosfatases alcalinas” do modelo de IQS também está ligada ao fato de que sua atividade fica bastante restrita nesse caso específico, pelo fato do pH do solo ser bastante ácido. Nesse caso, a função destinada a esse grupo de enzimas fica praticamente toda a cargo das fosfatases ácidas.

O software “Sistema de Cálculo de Índice de Qualidade do Solo (IQS)” que será disponibilizado como resultado desse trabalho oferecerá um formato sistemático para uma avaliação consistente, podendo ser prontamente utilizável por consultores, técnicos, pesquisadores e produtores que queiram monitorar mudanças na qualidade do solo. A flexibilidade dessa ferramenta decorrente do ajuste dos pesos numéricos das funções e dos indicadores da qualidade do solo permite a sua aplicação para diferentes regiões e sistemas de cultura e para diferentes objetivos. O monitoramento e interpretação da dinâmica do ambiente do solo e da forma como ele é afetado por sistemas de produção diversos deverá contribuir para a manutenção da qualidade dos solos em longo prazo, bem como para atingir o objetivo da sustentabilidade desse recurso natural. Um índice de qualidade do solo é um método quantitativo para atingir esse objetivo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEXANDER, M. Introduction to soil microbiology. 2.ed. Cornell University; John Wiley & Sons, 1977. 467p.
- ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; CANTARUTTI, R.B. & LOPES, A.S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G. & ALVARES V., V.H. (Eds.). Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação. Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (CFSEMG), Viçosa – MG, p.25-32, 1999.
- ANDERSON, J.M. & INGRAM, J.S.I. (Eds.). Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. CAB International, 1996. 221p.
- ANDERSON, T.H. & DOMSCH, K.H. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. Biol. Fertil. Soils, 1:81–89, 1985.
- BARROS, N.F. & NOVAIS, R.F. Sugestão de adubação para grandes culturas anuais e perenes - Eucalipto. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G. & ALVARES V., V.H. (Eds.). Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação. Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (CFSEMG), Viçosa – MG, p.303-305, 1999.
- BECK, T. Methods and application of soil microbiological analysis at the Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (LBB) in Munich for the determination of some

- aspects of soil fertility. In: NEMES, M.P.; KISS, S.; PAPACOSTEA, P.; STEFANIC, C. & RUSAN, M. (eds) Fifth symposium on soil biology. Romanian National Society of Soil Science, Bucharest, p.13–20, 1984.
- BELSER, L.W. Population ecology of nitrifying bacteria. *Ann. Rev. Microbiol.*, 33:309-333, 1979.
- BEZDICEK, D.F. Development and evaluation of indicators for agroecosystem health. *Agriculture in Concert with the Environment ACE Research Projects Western Region, 1991–1995*, 1996.
- BRAGA, J.M. & DEFELIPO, B.V. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extrato de solos e material vegetal. *R. Ceres*, 21:73-85, 1974.
- BUNNEY, S. Prehistoric farming caused devastating soil erosion. *New Scientist*, 125:1705-1720, 1990.
- BURGER, J.A. & KELTING, D.L. Using soil quality indicators to assess forest stand management. *For. Ecol. Manage.*, 122:155-166, 1999.
- BURGER, J.A. Limitations of bioassays for monitoring forest soil productivity: rationale and example. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60:1674-1678, 1996.
- CARTA MUNDIAL DE LOS SUELOS. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Noviembre de 1981.
- CORRÊA, A. Prejuízos com as perdas de solos nas áreas agrícolas. *Embrapa Solos - Coluna do Conservacionismo*. Home page: <http://www.cnps.embrapa.br/search/planets/coluna14/coluna14.html>, 2000a.
- CORRÊA, A. Quinhentos anos de degradação – (Ocorrências de 1500-2000). *Embrapa Solos - Coluna do Conservacionismo*. Home page: <http://www.cnps.embrapa.br/search/planets/coluna12/coluna12.html>, 2000b.
- CRUZ, C.D. Programa GENES - aplicativo computacional em genética e estatística. Viçosa, MG: UFV, 1997. 442 p.
- CRUZ, C.D. & REGAZZI, A.J. Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético. Viçosa, MG: UFV, 1994, 394p.
- CRUZ, C.D. & REGAZZI, A.J. Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético. Viçosa, MG: UFV, 1997, 390p.
- DAVIDSON, E.A.; HART, S.C. & FIRESTONE, M.K. Internal cycling of nitrate in soils of a mature coniferous forest. *Ecology*, 73:1148-1156, 1992.
- DEBOSZ, K.; RASMUSSEN, P.H. & PEDERSEN, A.R. Temporal variations in microbial biomass C and cellulolytic enzyme activity in arable soils: effects of organic matter input. *Appl. Soil Ecol.*, 13:209-218, 1999.

- DICK, R.P. (1994) Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In: Doran JW, Coleman DC, Bezdick DF, Stewart BA (eds) De-fining soil quality for a sustainable environment. SSSA, Spec Pub no 35, Madison, pp 107–124.
- DOMSCH, K.H.; JAGNOW, G. & ANDERSON, T.H. An ecological concept for the assessment of side-effects of agrochemicals on soil microorganisms. *Residue Rev.*, 86:65-105, 1983.
- DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J.W. et al. (Eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison: ASA/SSSA, 1994. p.3–21.
- DORAN, J.W. & ZEISS, M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *App. Soil Ecol.*, 15:3-11, 2000.
- DORAN, J.W.; SARRANTONIO, M. & JAURE, R. Strategies to promote soil quality and health. In: PANKHURST, C.E.; DOUBE, B.M.; GUPTA, V.V.S.R. & GRACE, P.R. (Eds.). *Soil biota: management in sustainable farming systems*. CSIRO, Melbourne, pp 230–237, 1994.
- DORAN, J.W. Soil Quality and Sustainability. In: Comissão do “V Inventory, Genesis, Morphology and Classification of Soils” no XXVI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Rio de Janeiro, RJ. 1997, 19p.
- DORAN, J.W.; SARRANTONIO, M. & LIEBIG, M.A. Soil health and sustainability. *Adv. Agron.*, 56:1-54, 1996.
- DUMONTET, S.; DINEL, H.; SCOPA, A.; MAZZATURA, A. & SARACINO, A. Post-fire soil microbial biomass and nutrient content of a pine forest soil from a dunal mediterranean environment. *Soil Biol. Biochem.*, 28:1467-1475, 1996.
- EIVAZI, F. & TABATABAI, M.A. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 20:601-606, 1988.
- ELLIOTT, L.F. & LYNCH, J.M. Biodiversity and soil resilience. In: GREENLAND, D.J., SZABOLCS, I. (Eds.), *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 353–364, 1994.
- GALE, M.R. & GRIGAL, D.F., 1988. Performance of a soil productivity index model used to predict site quality and stand productivity. In: *Proc., IUFRO Forest Growth Modelling and Prediction Conf.*, Minneapolis, MN, USA. p. 403-410.
- GALE, M.R.; GRIGAL, D.F. & HARDING, R.B. Soil productivity index: predictions of site quality for white spruce plantations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55:1701-1708, 1991.
- GATTO, A. Manejo do solo em áreas de reforma de floresta de eucalipto e seus reflexos na produtividade. Viçosa: UFV, 2000. 62p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa (2000).

- GLOVER, J.D.; REGANOLD, J.P. & ANDREWS, P.K. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. *Agric. Ecosys. Environ.*, 80:29-45, 2000.
- GRANATSTEIN, D. & BEZDICEK, D.F. The need for a soil quality index: local and regional perspectives. *Am. J. Altern. Agric.*, 7:12-16, 1992.
- GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R.; ANGERS, D.A.; MONREAL, C.M. & ELLERTM, B.H. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can J Soil Sci*, 74:367-385, 1994.
- HART, S.C.; STARK, J.M.; DAVIDSON, E.A. & FIRESTONE, M.K. Nitrogen mineralization, immobilization and nitrification. In: WEAVER, R.W.; AUGLE, S.; BOTTOMLY, P.J.; BEZDICEK, D.; SMITH, S.; TABATABAI, A. & WOLLUM, A. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties*, No. 5. Soil Science Society of America, Madison, p. 985-1018, 1994.
- HERRICK, J.E. Soil quality: an indicator of sustainable land management? *App. Soil Ecol.*, 15:75-83, 2000.
- HULUGALLE, N.R.; ENTWISTLE, P.C. & MENSAH, R.K. Can lucerne (*Medicago sativa* L.) strips improve soil quality in irrigated cotton (*Gossypium hirsutum* L.) fields?. *App. Soil Ecol.*, 12:81-92, 1999.
- HUSSAIN, I.; OLSON, K.R.; WANDER, M.M. & KARLEN, D.L. Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. *Soil Tillage Res.*, 50:237-249, 1999.
- ISERMEYER, H. Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Z. Pflanzenernäh Bodenk*, 56:26-38, 1952.
- ISLAM, K.R. & WEIL, R.R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agric. Ecosys. Environ.*, 79:9-16, 2000.
- ISLAM, K.R. & WEIL, R.R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. *Biol. Fertil. Soils*, 27:408-416, 1998.
- JOERGENSEN, R.G. & BROOKES, P.C. Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0,5M K₂SO₄ soils extracts. *Soil Biol. Biochem.*, 22:1129-1136, 1990.
- JÚNIOR, M.M. & MELO, W.J. Carbono, carbono da biomassa microbiana e atividade enzimática em um solo sob mata natural, pastagem e cultura do algodoeiro. *R. Bras. Ci. Solo*, 23:257-263, 1999.
- KANDELER, E. & GERBER, H. Short term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fertil. Soils.*, 6:68-72, 1988.
- KARLEN, D.L. & STOTT, D.E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Pub., 35:53-72, 1994.

- KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W.; CLINE, R.G.; HARRIS, R.F. & SCHUMAN, G.E. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61:4-10, 1997.
- KARLEN, D.L.; WOLLENHAUPT, N.C.; ERBACH, D.C.; BERRY, E.C.; SWAN, J.B.; EASH, N.S. & JORDAHL, J.L. Crop residue effects on soil quality following 10-years of no-till corn. *Soil Tillage Res.*, 31:149–167, 1994a.
- KARLEN, D.L.; WOLLENHAUPT, N.C.; ERBACH, D.C.; BERRY, E.C.; SWAN, J.B.; EASH, N.S. & JORDAHL, J.L., 1994b. Long-term tillage effects on soil quality. *Soil Tillage Res* 32, Press, London, p. 51-96b.
- KELTING, D.L.; BURGER, J.A.; PATTERSON, S.C.; AUST, W.M.; MIWA, M. & TRETTIN, C.C. Soil quality assessment in domesticated forests – a southern pine example. *For. Ecol. Manage.*, 122:167-185, 1999.
- KEMPERS, A.J. & ZWEERS, A. Ammonium determination in soils extracts by the salicylate methods. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 17:715-723, 1986.
- KENNEDY, A.C. & PAPENDICK, R.I. Microbial characteristics of soil quality. *J. Soil Water Conserv.*, 50:243-248, 1995.
- KENNEDY, A.C. & SMITH, K.L. Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. *Plant Soil*, 170:75-86, 1995.
- LARSON, W.E. & PIERCE, F.J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. *Soil Sci. Soc. Am. Spec. Pub.*, 35:37-52, 1994.
- LEIRÓS, M.C.; TRASAR-CEPEDA, C.; SEOANE, S. & GIL-SOTRES, F. Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): general parameters. *Soil Biol. Biochem.*, 32:733-745, 2000.
- MULLIN, J.B. & RILEY, J.P. The spectrophotometric determination of nitrate in natural waters, with particular reference to sea-water. *Anal. Chim. Acta*, 12:464-480, 1955.
- MURAGE, E.W.; KARANJA, N.K.; SMITHSON, P.C. & WOOMER, P.L. Diagnostic indicators of soil quality in productive and non-productive smallholders` field of Kenya`s Central Highlands. *Agric. Ecosys. & Environ*, 79:1-8, 2000.
- ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164:262-270, 1969.
- OLDEMAN L.R. The global extent of soil degradation. In: *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. Eds. D. J. Greenland and I Szabolcs. p.99-118. CAB International, Wallingford, UK. 1994.
- OLSON, G.W. Archaeology: Lessons on future soil use. *Journal of Soil and Water Conservation*, 36:261-264, 1981.

- OSAKI, F. *Microbacias, Práticas de Conservação do Solo*. Curitiba, PR: (Ed.). 1994, 603p.
- PASCUAL, J.A.; GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; MORENO, J.L. & ROS, M. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. *Soil Biol. Biochem.*, 32:1877-1883, 2000.
- PERSSON, T. & WIRÉN, A. Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soils. *Plant Soil*, 168-169:55-65, 1995.
- PERUCCI, P. Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. *Biol. Fertil. Soils*, 14:54-60, 1992.
- PIMM, S.L. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307:321-326, 1984.
- POWLSON, D.S.; BROOKES, P.C & CHRISTENSEN, B.T. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.*, 19:159-164, 1987.
- PROSSER, J.I. Autotrophic nitrification in bacteria. *Adv. Microbial Physiol.*, 30:125-180, 1989.
- RAIJ, B. van.; CANTARELLA, H; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (eds.) *Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo*, 2ªed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas & Fundação IAC, 285p., 1996.
- RICE, E.L. & PANCHOLY, S.K. Inhibition of nitrification by climax ecosystems. *Am. J. Bot.*, 59:1033-1040, 1972.
- RICHARDSON, B.; SKINNER, M.F. & WEST, G. The role of forest productivity in defining the sustainability of plantation forests in New Zealand. *For. Ecol. Manage.*, 122:125-137, 1999.
- ROBERTSON, G.P. Factors regulating nitrification in primary and secondary succession. *Ecology*, 63:1661-1573, 1982.
- SANDS, G.R. & PODMORE, T.H. A generalized environmental sustainability index for agricultural systems. *Agric. Ecosys. & Environ.*, 79:29-41, 2000.
- SCHOENHOLTZ, S.H.; VAM MIEGROET, H. & BURGER, J.A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *For. Ecol. Manage.*, 138:335-356, 2000.
- SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Aust. J. Soil Res.*, 30:195-207, 1992.
- STABEN, M.L. & BEZDICEK, D.F., SMITH, J.L., FAUCI, M.F. Assessment of soil quality in conservation reserve program and wheat-fallow soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61:124-130, 1997.

- STAMATIADIS, S.; DORAN, J.W. & KETTLER, T. Field and laboratory evaluation of soil quality changes resulting from injection of liquid sewage sludge. *Appl. Soil Ecol.*, 12:263-272, 1999a.
- STAMATIADIS, S.; WERNER, M. & BUCHANAN, M. Field assessment of soil quality as affected by compost and fertilizer application in a broccoli field (San Benito County, California). *Appl. Soil Ecol.*, 12:217-225, 1999b.
- StatSoft, Inc. STATISTICA for Windows [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 1995.
- STEFANIC, F.; ELLADE, G. & CHIRNAGEANU, J. Researchers concerning a biological index of soil fertility. In: NEMES, M.P.; KISS, S.; PAPACOS-TEA, P.; STEFANIC, C., RUSAN, M. (eds). Fifth symposium on soil biology. Romanian National Society of Soil Science, Bucharest, p.35-45, 1984.
- STENBERG, B. Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. *Soil and Plant Sci.*, 49:1-24, 1999.
- STENBERG, B. Soil attributes as predictors of crop production under standardized conditions. *Biol. Fertil. Soils.*, 27:104-112, 1998.
- TABATABAI, M.A. Soil Enzymes. In: WEAVER, R.W.; AUGLE, S; BOTTOMLY, P.J.; BEZDICEK, D.; SMITH, S.; TABATABAI, A. & WOLLUM, A. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties, No. 5.* Soil Science Society of America, Madison, p. 775-833, 1994.
- TRASAR-CEPEDA, C.; LEIRÓS, C.; GIL-SOTRES, F. & SEOANE, S. Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fertil. Soils*, 26:100-106, 1998.
- VANCE, E.D. Agricultural site productivity: principles derived from long-term experiments and their implications for intensively managed forests. *For. Ecol. Manage.*, 138:369-396, 2000.
- VANCE, E.D.; BROOKES, P.C. & JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol Biochem.*, 19:703-707, 1987.
- VIANELLO, R.L. & ALVES, A.R. *Meteorologia básica e aplicações.* Viçosa, MG: Ed. UFV, 1991, 449p.
- WAKSMAN, S.A. *Principles of Soil Microbiology.* The Williams and Wilkins Co., Baltimore, MD. 897p, 1927.
- WALKER, J. & REUTER, D.J. *Indicators of Catchment Health, A Technical Perspective.* CSIRO, Collingwood, Australia, 174p, 1996.
- WARDLE, D. A. Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo. In: HUNGRIA, M. & ARAUJO, R. S. (Eds.). *Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola,* Brasília, EMBRAPA, p.419-436, 1994.

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 Soil*, 202:97-107, 1998.

WYMORE, A.W. *Model-Based Systems Engineering. An Introduction to the Mathematical Theory of Discrete Systems and to the Tricotyledon Theory of System Design*. CRC, Boca Raton, FL, 1993.

APÊNDICE

Quadro 1A. Estatística descritiva das características do solo analisadas

Variável	Valor máximo		Valor mínimo		Média		Desvio padrão	
	0-5	5-20	0-5	0-5	5-20	5-20	0-5	5-20
$q\text{CO}_2^{(1)}$	0,20	0,15	0,08	0,35	0,02	0,06	0,15	0,10
$q\text{MIC}^{(2)}$	1,78	1,65	0,61	0,19	0,15	0,71	1,16	1,22
Respiração ⁽³⁾	31,5	20,0	16,2	4,62	2,95	7,93	25,1	13,3
CBM ⁽⁴⁾	334,8	220,5	113,7	51,2	36,6	82,3	180,4	138,6
NBM ⁽⁴⁾	94,5	47,0	22,95	3,4	1,75	14,0	42,4	23,7
Urease ⁽⁵⁾	3,45	2,50	0,76	1,38	1,03	0,62	1,68	1,67
β -glicosidase ⁽⁶⁾	86,8	52,5	34,8	12,2	9,9	12,4	49,1	22,7
Fosf. ácida ⁽⁶⁾	499,8	198,6	105,7	95,4	32,4	64,4	210,7	96,4
Fosf. básica ⁽⁶⁾	102,8	21,7	18,7	18,9	3,4	6,2	32,8	10,3
Desidrogenase ⁽⁷⁾	537,5	67,9	34,2	2,68	0,31	14,2	111,7	30,4
Nitrif. Líq. ⁽⁸⁾	18,6	8,29	4,95	3,84	1,83	1,94	10,6	4,40
Amonif.Líq. ⁽⁹⁾	21,4	15,6	8,8	3,47	2,69	5,10	14,9	9,40
Teor de NO_3^{-} ⁽¹⁰⁾	6,32	3,66	0,66	1,30	0,58	1,17	2,06	1,91
Teor de NH_4^{+} ⁽¹⁰⁾	10,2	3,92	1,94	1,92	0,85	1,00	4,25	2,12
P orgânico ⁽¹⁰⁾	3,54	2,33	0,90	0,57	0,39	0,72	1,74	1,44
pH (CaCl ₂)	4,70	4,10	3,30	0,33	0,15	3,40	3,70	3,70
Mat. Org. ⁽¹¹⁾	51,0	27,0	19,0	6,55	2,80	15,0	27,6	19,6
P ⁽¹⁰⁾	17,0	12,0	5,00	3,01	2,17	4,00	9,11	6,71
S-SO ₄ ⁽¹⁰⁾	21,0	21,0	10,0	2,70	2,40	11,0	14,0	14,0
K ⁽¹²⁾	1,4	0,8	0,5	0,207	0,11	0,2	0,714	0,53
Ca ⁽¹²⁾	28,0	7,0	1,0	6,09	1,64	1,0	8,93	3,11
Mg ⁽¹²⁾	6,0	4,0	2,0	1,01	0,77	1,0	3,29	1,82
Al ⁽¹²⁾	15,0	14,0	1,0	3,94	2,38	4,0	8,68	9,54
H+Al ⁽¹²⁾	121,0	72,0	28,0	17,78	11,6	31,0	53,5	46,8
Soma de Bases ⁽¹²⁾	34,8	10,5	3,6	7,0	2,3	2,2	12,9	5,5
CTC potencial ⁽¹²⁾	135,4	78,8	42,6	16,7	10,8	35,4	66,4	52,2
Sat. de bases ⁽¹³⁾	53,0	25,0	6,00	11,5	5,53	4,00	20,2	11,1
Sat. de Al ⁽¹³⁾	78,0	84,0	3,00	20,2	14,0	28,0	42,5	63,0
B ⁽¹⁰⁾	0,2	0,17	0,1	0,04	0,029	0,05	0,12	0,086
Cu ⁽¹⁰⁾	0,4	0,4	0,1	0,083	0,074	0,1	0,26	0,24
Fe ⁽¹⁰⁾	189	166	72	33,2	23,6	61	126,3	87,9
Mn ⁽¹⁰⁾	33	10,8	2,7	6	2,06	0,6	8,25	1,91
Zn ⁽¹⁰⁾	5,3	1	0,5	1	0,22	0,06	1,84	0,5
Areia ⁽¹³⁾	94	94	90	0,95	1,15	90	91,6	91,07
Silte ⁽¹³⁾	4	6	2	0,92	1,13	2	2,57	2,79
Argila ⁽¹³⁾	8	8	4	1,26	1,54	2	5,79	6

Quadro 2A. Resumo das análises de variância das características avaliadas e dos IQS

Variável	Quadrados Médios				Probabilidade		CV (%)	
	Tratamento		Resíduo		0 a 5	5 a 20	0 a 5	5 a 20
	0 a 5	5 a 20	0 a 5	5 a 20				
$q\text{CO}_2$	0,00295	0,00086	0,00090	0,00044	0,019	0,116	20,53	21,08
$q\text{MIC}$	0,0530	0,0521	0,0296	0,0153	0,149	0,017	25,70	17,49
Respiração	61,31	22,33	9,94	4,80	0,001	0,004	12,57	16,43
CBM	6421,09	3721,45	1538,93	656,34	0,006	0,001	21,74	18,48
NBM	36,37	8,07	4,65	1,66	0,000	0,003	25,41	27,17
Urease	0,9754	2,2535	2,1717	0,7122	-	0,023	44,01	25,26
$\beta\text{ε}\sigma\delta\text{ισο}\chi\lambda\gamma\text{-}$	339,68	349,10	92,83	25,03	0,012	0,000	19,62	22,07
Fosf. ácida	36758,21	4245,36	1209,23	139,96	0,000	0,000	16,51	12,27
Fosf. básica	1204,44	36,35	114,29	4,33	0,000	0,000	32,63	20,21
Desidrogenase	25,71	0,2847	1,92	0,0428	0,000	0,000	51,62	28,18
Nitrif. Líq.	32,56	5,78	9,61	2,66	0,171	0,087	29,39	37,06
Amonif. Líq.	25,00	17,95	8,30	4,17	0,028	0,006	14,93	21,68
Teor de NO_3^-	6,06	0,89	0,45	0,18	0,000	0,003	32,48	22,20
Teor de NH_4^+	12,76	2,34	1,09	0,27	0,000	0,000	24,54	24,57
P orgânico	0,9453	0,4543	0,1423	0,0614	0,000	0,000	21,74	18,13
pH (CaCl_2)	0,1045	0,0573	0,1167	0,0125	-	0,004	9,16	3,03
Mat. Org.	29,57	7,99	46,71	7,94	-	0,448	24,73	14,37
P	9,07	6,45	9,06	4,24	0,450	0,219	33,05	30,66
S- SO_4	12,23	7,08	5,64	5,21	0,088	0,277	16,88	16,31
K	0,0940	0,0325	0,0281	0,0075	0,018	0,005	23,47	16,49
Ca	36,47	1,15	37,19	3,13	-	-	68,30	56,95
Mg	0,4523	0,2262	1,1905	0,7023	-	-	33,21	46,01
Al	12,48	9,95	16,35	4,44	-	0,079	46,58	22,10
H+Al	318,17	237,16	315,33	103,91	0,446	0,075	33,19	21,81
Soma de Bases	40,88	2,05	51,05	6,31	-	-	55,26	46,07
CTC potencial	281,30	219,87	277,03	88,25	0,442	0,056	25,06	18,00
Sat. de bases	107,12	21,55	139,71	33,26	-	-	58,47	52,09
Sat. de Al	364,70	139,23	417,75	213,75	-	-	48,54	22,91
B	0,0019	0,0016	0,0010	0,0006	0,149	0,043	27,59	28,34
Cu	0,0182	0,0174	0,0037	0,0020	0,003	0,000	23,30	18,80
Fe	766,17	1264,23	1200,20	353,58	-	0,013	27,44	21,39
Mn	47,53	9,79	32,73	2,68	0,242	0,012	69,31	85,71
Zn	0,7599	0,0260	1,0793	0,0548	-	-	56,59	46,41
Areia	0,5714	1,4761	1,0000	1,2857	-	0,370	1,09	1,25
Silte	1,1429	2,2857	0,7619	1,0000	0,227	0,074	33,94	35,89
Argila	0,6190	2,33	1,86	2,38	-	-	23,55	25,71
Densidade	0,0182	-	0,020043	-	-	-	12,22	-
IQS	0,0129	0,0072	0,0026	0,0018	4,895*	4,067*	8,72	6,56

Graus de Liberdade: tratamento = 6; resíduo = 21.

*F-calculado.

Quadro 3A. Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis biológicas e as químicas. As correlações sublinhadas possuem $p < 0,05$

	N-Nitrato	N-NH ₄ ⁺	P org.	pH	M.O.	P	S-SO ₄	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	T	V	m
<i>q</i> CO ₂	<u>-0,55</u>	-0,10	<u>-0,53</u>	0,21	-0,10	0,11	-0,34	-0,31	0,07	0,15	-0,28	-0,33	0,08	-0,32	0,18	-0,20
<i>q</i> MIC	0,27	0,24	0,31	-0,24	<u>-0,40</u>	<u>-0,44</u>	0,36	0,08	-0,33	-0,37	0,26	0,01	-0,34	-0,13	-0,30	0,37
Respiração	0,11	<u>0,60</u>	0,08	-0,18	0,33	0,08	0,31	0,34	-0,09	-0,06	0,19	0,28	-0,08	0,27	-0,17	0,16
CBM	<u>0,66</u>	<u>0,56</u>	<u>0,63</u>	-0,33	<u>0,42</u>	-0,04	<u>0,56</u>	<u>0,62</u>	-0,11	-0,14	<u>0,40</u>	<u>0,58</u>	-0,10	<u>0,58</u>	-0,28	0,27
NBM	<u>0,75</u>	<u>0,73</u>	<u>0,71</u>	-0,32	<u>0,50</u>	0,03	<u>0,52</u>	<u>0,69</u>	-0,06	-0,07	0,33	<u>0,55</u>	-0,04	<u>0,57</u>	-0,23	0,20
Urease	0,16	0,35	0,17	-0,25	0,03	-0,26	-0,10	0,02	-0,22	-0,18	0,22	0,12	-0,21	0,04	-0,23	0,23
β-glicosidase	<u>0,62</u>	<u>0,71</u>	<u>0,49</u>	-0,15	<u>0,64</u>	0,20	<u>0,37</u>	<u>0,73</u>	0,13	0,07	0,19	<u>0,45</u>	0,15	<u>0,54</u>	-0,03	0,00
Fosf. ácida	<u>0,77</u>	<u>0,84</u>	<u>0,63</u>	-0,41	<u>0,47</u>	-0,11	<u>0,60</u>	<u>0,68</u>	-0,20	-0,13	<u>0,45</u>	<u>0,58</u>	-0,17	<u>0,54</u>	-0,34	0,34
Fosf. básica	<u>0,75</u>	<u>0,68</u>	<u>0,67</u>	-0,25	<u>0,58</u>	-0,01	<u>0,43</u>	<u>0,77</u>	-0,02	0,04	0,34	<u>0,60</u>	0,01	<u>0,65</u>	-0,17	0,16
Desidrogenase	<u>0,85</u>	<u>0,74</u>	<u>0,80</u>	-0,30	<u>0,55</u>	-0,07	<u>0,51</u>	<u>0,79</u>	-0,04	-0,01	0,36	<u>0,62</u>	-0,02	<u>0,65</u>	-0,20	0,19
Nitrif. Líq.	<u>0,47</u>	0,09	0,31	<u>0,41</u>	0,36	0,34	0,09	0,33	<u>0,62</u>	<u>0,39</u>	-0,27	-0,01	<u>0,61</u>	0,24	<u>0,51</u>	<u>-0,42</u>
Amonif. Líq.	<u>0,50</u>	0,10	0,26	0,12	0,13	0,05	0,26	0,26	0,26	0,13	-0,05	0,04	0,26	0,15	0,20	-0,12

Quadro 4A. Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis bioquímicas. As correlações sublinhadas possuem $p < 0,05$

	<i>q</i> CO ₂	<i>q</i> MIC	Resp.	CBM	NBM	Urease	β-glic.	Fosf. ac.	Fosf. bás.	Desid.	Nitrif. Líq.	Amonif. Líq.	P org.	M.O.
<i>q</i> CO ₂	1													
<i>q</i> MIC	<u>-0,64</u>	1												
Respiração	0,26	0,18	1											
CBM	<u>-0,74</u>	<u>0,65</u>	<u>0,42</u>	1										
NBM	<u>-0,57</u>	<u>0,46</u>	<u>0,38</u>	<u>0,86</u>	1									
Urease	0,16	-0,16	-0,02	-0,14	0,15	1								
β-glicosidase	-0,29	0,15	<u>0,49</u>	<u>0,70</u>	<u>0,79</u>	0,13	1							
Fosf. ácida	-0,33	0,36	<u>0,53</u>	<u>0,74</u>	<u>0,86</u>	0,26	<u>0,80</u>	1						
Fosf. básica	-0,35	0,26	<u>0,45</u>	<u>0,73</u>	<u>0,79</u>	0,07	<u>0,77</u>	<u>0,89</u>	1					
Desidrogenase	<u>-0,46</u>	0,30	0,36	<u>0,78</u>	<u>0,90</u>	0,14	<u>0,82</u>	<u>0,89</u>	<u>0,89</u>	1				
Nitrif. Líq.	-0,28	-0,02	-0,08	<u>0,28</u>	0,35	-0,20	<u>0,46</u>	0,25	<u>0,44</u>	<u>0,47</u>	1			
Amonif. Líq.	-0,29	0,14	-0,08	0,27	0,28	-0,26	<u>0,40</u>	<u>0,40</u>	<u>0,48</u>	<u>0,42</u>	<u>0,64</u>	1		
P orgânico	<u>-0,53</u>	0,31	0,08	<u>0,63</u>	<u>0,71</u>	0,17	<u>0,49</u>	<u>0,63</u>	<u>0,67</u>	<u>0,80</u>	0,31	0,26	1	
Mat. Org.	-0,10	<u>-0,40</u>	0,33	<u>0,42</u>	<u>0,50</u>	0,03	<u>0,64</u>	<u>0,47</u>	<u>0,58</u>	<u>0,55</u>	0,36	0,13	0,35	1

Quadro 6A. Coeficientes de ponderação (elemento do autovetor) associados às variáveis obtidos pela análise de componentes principais (profundidade de 0 a 5 cm)

Variáveis	Autovetores	
	Amostras de 0 a 5 cm	
	CP 1	CP 2
$q\text{CO}_2$	0,164	-0,377
$q\text{MIC}$	-0,252	0,072
CBM	-0,283	0,075
Urease	-0,217	-0,265
β -glicosidase	-0,282	0,067
Fosfatases	-0,287	-0,034
Nitrificação Líquida	-0,122	0,457
Amonificação Líquida	-0,168	0,338
Teor de N-nitrato	-0,248	0,250
Teor de N-amônio	-0,262	-0,203
P orgânico	-0,216	0,180
pH (CaCl ₂)	0,231	0,269
P	0,162	0,236
S-SO ₄	-0,252	-0,046
K	-0,259	0,035
Mg	0,163	0,211
Al	-0,269	-0,170
CTC potencial (T)	-0,235	0,118
Densidade	0,190	0,306

Quadro 7A. Coeficientes de ponderação (elemento do autovetor) associados às variáveis obtidos pela análise de componentes principais (profundidade de 5 a 20 cm)

Variáveis	Autovetores	
	Amostras de 5 a 20 cm	
	CP 1	CP 2
$q\text{CO}_2$	-0,154	-0,015
Respiração	0,154	0,190
CBM	0,229	0,167
NBM	0,212	0,226
Urease	0,155	0,150
β -glicosidase	0,246	0,100
Fosfatase ácida	0,246	0,089
Fosfatase básica	0,231	-0,037
Desidrogenase	0,223	0,083
Nitrificação Líquida	0,205	-0,069
Amonificação Líquida	0,046	-0,409
Teor de N-nitrato	0,188	-0,216
Teor de N-amônio	0,184	0,268
P orgânico	0,236	-0,034
pH (CaCl ₂)	-0,247	-0,059
Matéria Orgânica	0,231	0,110
P	-0,030	0,074
S-SO ₄	0,223	0,057
K	0,218	0,062
Ca	-0,151	0,367
Mg	-0,157	0,361
Al	0,248	-0,080
Soma de Bases (SB)	-0,138	0,403
CTC potencial (T)	0,238	0,063
% saturação de Al (m)	0,202	-0,281

Quadro 8A. Conjunto de cargas totais (autovalores) associados às variáveis obtidos pela análise de componentes principais (profundidade de 0 a 5 cm)

Variáveis	Autovalores	
	Amostras de 0 a 5 cm	
	CP 1	CP 2
$q\text{CO}_2$	0,564	-0,731
$q\text{MIC}$	-0,867	0,140
CBM	-0,976	0,145
Urease	-0,749	-0,513
β -glicosidase	-0,973	0,131
Fosfatases	-0,988	-0,066
Nitrificação Líquida	-0,422	0,887
Amonificação Líquida	-0,579	0,656
Teor de N-nitrato	-0,853	0,485
Teor de N-amônio	-0,903	-0,394
P orgânico	-0,744	0,350
pH (CaCl ₂)	0,795	0,522
P	0,559	0,458
S-SO ₄	-0,867	-0,088
K	-0,892	0,068
Mg	0,561	0,409
Al	-0,925	-0,329
CTC potencial (T)	-0,810	0,229
Densidade	0,654	0,594
<i>Variância Explicada (%)</i>	<i>62,33</i>	<i>19,77</i>

Quadro 9A. Conjunto de cargas totais (autovalores) associados às variáveis obtidos pela análise de componentes principais (profundidade de 5 a 20 cm)

Variáveis	Autovalores	
	Amostras de 5 a 20 cm	
	CP 1	CP 2
$q\text{CO}_2$	-0,612	-0,028
Respiração	0,609	0,363
CBM	0,908	0,319
NBM	0,841	0,431
Urease	0,615	0,287
β -glicosidase	0,977	0,191
Fosfatase ácida	0,976	0,170
Fosfatase básica	0,917	-0,071
Desidrogenase	0,885	0,159
Nitrificação Líquida	0,814	-0,132
Amonificação Líquida	0,182	-0,781
Teor de N-nitrato	0,746	-0,413
Teor de N-amônio	0,731	0,512
P orgânico	0,935	-0,065
pH (CaCl_2)	-0,980	-0,112
Matéria Orgânica	0,917	0,210
P	-0,119	0,140
S-SO ₄	0,885	0,109
K	0,867	0,119
Ca	-0,598	0,701
Mg	-0,623	0,691
Al	0,982	-0,153
Soma de Bases (SB)	-0,547	0,770
CTC potencial (T)	0,944	0,121
% saturação de Al (m)	0,802	-0,538
<i>Variância Explicada (%)</i>	<i>62,56</i>	<i>14,51</i>

Quadro 10A. Escores em relação aos 2 primeiros componentes principais das variáveis das áreas estudadas, segundo o quadro 6, obtidos a partir da ACP, no programa Genes

Manejo	Escore			
	Amostras de 0 a 5 cm		Amostras de 5 a 20 cm	
	CP 1	CP 2	CP 1	CP 2
1	-11,335	16,627	17,905	7,338
2	-4,255	12,721	10,241	7,259
3	-3,644	17,902	8,108	7,678
4	-2,986	18,646	8,515	4,763
5	-1,811	16,823	5,995	7,984
6	-2,055	16,580	8,325	10,800
7	-1,235	15,172	9,904	5,676

Quadro 11A. Diagnóstico de multicolinearidade entre as 19 variáveis consideradas na análise de componentes principais para a profundidade de 0 a 5 cm, realizado no programa GENES (Cruz, 1997)

VARIÁVEIS SELECIONADAS: qCO_2 - $qMIC$ - CBM - β -glicosidase – FME (ácida+alcalina) – Nitrif. líquida - Mineralização - Nitrato - Amônio – P-orgânico - pH - P – S-SO₄ - K - Mg - Al - T - Densidade – Urease.

ANÁLISE DESCRITIVA DAS CORRELAÇÕES

Número de correlações pesquisadas : 171
 Maior correlação : -0.888 variáveis : pH e Al
 Menor correlação : -0.001 variáveis : Densidade e Urease
 Número de correlações igual, ou maior, que abs(0.80) : 4

FATORES DE INFLAÇÃO DA VARIÂNCIA (VIF)

Diagonal	Elemento da Inversa (r)
1	9.658370
2	26.289488
3	66.862917
4	12.780761
5	24.661233
6	4.263629
7	8.862540
8	23.309036
9	8.204717
10	7.995408
11	19.980332
12	5.007656
13	5.845315
14	6.966066
15	24.013130
16	12.515009
17	18.326856
18	3.679463
19	6.600400

Número de VIF's maior ou igual a abs(10) : 9

AUTOVALORES DA MATRIZ - NÚMERO DE CONDIÇÃO

Ordem	Autovalores
1	6.982522
2	3.634043
3	2.052675
4	1.336424
5	1.228050
6	0.949545
7	0.702001
8	0.542602

9	0.471902
10	0.312633
11	0.189696
12	0.185661
13	0.153032
14	0.086747
15	0.068237
16	0.053172
17	0.026541
18	0.016406
19	0.008112

Número de Condição (Max/Min): 860.803

Colinearidade moderada a forte

Determinante da Matriz: 0

DECOMPOSIÇÃO EM VALORES SINGULARES

Ordem	Valor Singular	Ind.de Condição	VIFk
1	2.642446	1.000000	9.64468
2	1.906316	1.386153	26.4720
3	1.432716	1.844361	67.0824
4	1.156038	2.285778	12.8437
5	1.108174	2.384504	24.6614
6	0.974446	2.711742	4.25962
7	0.837855	3.153823	8.84063
8	0.736615	3.587281	23.3659
9	0.686951	3.846627	8.18986
10	0.559136	4.725945	7.99662
11	0.435541	6.067042	19.9492
12	0.430884	6.132620	5.00177
13	0.391193	6.754848	5.83537
14	0.294528	8.971797	6.95481
15	0.261223	10.115673	23.9752
16	0.230592	11.459422	12.5002
17	0.162915	16.219744	18.3647
18	0.128086	20.630286	3.68035
19	0.090065	29.339448	6.57931

(*) Valores singulares pequenos indicam colinearidade

Índice de condição elevado indica colinearidade

Quadro 12A. Dignóstico de multicolinearidade entre as 25 variáveis consideradas na análise de componentes principais para a profundidade de 5 a 20 cm, realizado no programa GENES (Cruz, 1997)

VARIÁVEIS SELECIONADAS: qCO_2 – Respiração – CBM – NBM – Urease – β -glicosidase – FME ácida – FME alcalina – Desidrogenase – Nitrificação líq. – Amonificação líq. – Nitrito – Amônio – P-orgânico – pH – Matéria orgânica – P – S-SO₄ – K – Ca – Mg – Al – SB – T – M.

ANÁLISE DESCRITIVA DAS CORRELAÇÕES

Número de correlações pesquisadas : 300
 Maior correlação : 1 variáveis : Respiração e S-SO₄
 Menor correlação : -0.001 variáveis : FME e T
 Número de correlações igual, ou maior, que abs (0.80) : 10

FATORES DE INFLAÇÃO DA VARIÂNCIA (VIF)

Diagonal	Elemento da Inversa (r)
1	-0.248103
2	-2.945684
3	0.841207
4	0.175689
5	-0.217726
6	-2.945974
7	-0.099766
8	0.758642
9	4.983068
10	3.275428
11	0.993022
12	-2.054191
13	4.500034
14	-1.481521
15	-0.163859
16	-0.537273
17	-3.182375
18	-0.744511
19	4.445158
20	-0.384097
21	-0.186733
22	-9.816747
23	3.467114
24	0.140417
25	3.025719

Número de VIF's maior ou igual a abs(10) : 0

AUTOVALORES DA MATRIZ - NÚMERO DE CONDIÇÃO

Ordem	Autovalores
1	5.618763
2	3.776445
3	3.148064
4	2.477909
5	2.228505

6	1.807567
7	1.663653
8	1.351676
9	0.933531
10	0.876774
11	0.685864
12	0.436433
13	0.120922
14	-0.112712
15	-0.502522
16	-0.662632
17	-0.781249
18	-1.367895
19	-1.480657
20	-1.698483
21	-1.773381
22	-2.222986
23	-2.361418
24	-2.677571
25	-2.904600

Número de Condição (Max/Min): 49.850783
 Colinearidade fraca
 Determinante da Matriz: 324.388038

DECOMPOSIÇÃO EM VALORES SINGULARES

Ordem	Valor Singular	Ind.de Condição	VIFk
1	2.370393	1.000000	0.179615
2	1.943308	1.219772	-0.423963
3	1.774278	1.335976	1.391463
4	1.574138	1.505836	-0.763157
5	1.492818	1.587865	0.886300
6	1.344458	1.763085	-0.148286
7	1.289827	1.837761	0.217501
8	1.162616	2.038845	-0.126381
9	0.966194	2.453330	-0.146708
10	0.936362	2.531492	-2.016898
11	0.828169	2.862208	-0.805887
12	0.660631	3.588076	-0.172498
13	0.347738	6.816606	0.494986
14	0.335726	7.060509	-0.664406
15	0.708888	3.343820	0.287739
16	0.814022	2.911953	-0.756261
17	0.883883	2.681795	1.148836
18	1.169571	2.026721	0.202229
19	1.216822	1.948019	0.813936
20	1.303259	1.818820	0.073342
21	1.331684	1.779997	-0.174927
22	1.490968	1.589835	0.114280
23	1.536691	1.542531	-0.330585
24	1.636328	1.448605	0.308023
25	1.704289	1.390840	0.347998

(*) Valores singulares pequenos indicam colinearidade
 Índice de condição elevado indica colinearidade