

**APLICAÇÃO DE LAMA DE CAL EM SOLO DE FLORESTA DE
Pinus taeda E SEUS EFEITOS SOBRE A MICROBIOTA DO SOLO E
BIODEGRADABILIDADE DA SERRAPILHEIRA**

Eduardo Barcelos Platte

Porto Alegre
2002

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MICROBIOLOGIA
AGRÍCOLA E DO AMBIENTE

**APLICAÇÃO DE LAMA DE CAL EM SOLO DE FLORESTA DE
Pinus taeda E SEUS EFEITOS SOBRE A MICROBIOTA DO SOLO E
BIODEGRADABILIDADE DA SERRAPILHEIRA**

EDUARDO BARCELOS PLATTE
(Biólogo, UFRGS)

Dissertação apresentada como
um dos requisitos à obtenção do grau de mestre
em Microbiologia Agrícola e do Ambiente

Porto Alegre, Julho de 2002

AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores, Prof. Pedro A. Selbach e Prof. Flavio A. O. Camargo que se revezaram na tarefa, deram todo o apoio técnico e logístico e se mantiveram, constantemente, contribuindo para o trabalho.

À Janine Viezzer, bolsista, pelo seu empenho, dedicação, e comprometimento que, competentemente, conduziu o experimento nas minhas ausências. Devo ao seu esforço, a conclusão deste trabalho.

À empresa Rigesa, Celulose, Papel e Embalagens Ltda. que acreditou na idéia do trabalho e forneceu o resíduo.

Ao Laboratório de Solos da Faculdade de Agronomia, pela utilização dos seus equipamentos e aos seus funcionários no auxílio da utilização dos mesmos.

Ao Centro de Pesquisas da Petrobras (CENPES), e à equipe do Laboratório de Ecotoxicologia pelo auxílio na utilização do Microtox®.

Ao laboratório Bioensaios Análises e Consultoria Ambiental, pela utilização dos equipamentos.

Aos colegas João Teixeira, Davi Chemello, Jairo, Luiz, Cláudio e Pajara pela amizade, sugestões e ajuda.

À minha família pelo estímulo que sempre deram à minha vida acadêmica, incluindo os meus sogros, pela ajuda incondicional, e à minha irmã, Tatiana, que me ensinou, do alto das suas vitórias, entre outras coisas, a não ter preguiça de pensar.

À minha esposa Cristiane que me apoiou desde o surgimento da idéia de entrar para o mestrado, participou ativamente da parte experimental e da redação, dividiu dúvidas e incertezas e agüentou o mau humor advindo das piores horas. A ela, dedico este trabalho.

APLICAÇÃO DE LAMA DE CAL EM SOLO DE FLORESTA DE *Pinus taeda* E SEUS EFEITOS SOBRE A MICROBIOTA DO SOLO E BIODEGRADABILIDADE DA SERRAPILHEIRA^{1/}

Autor: Eduardo Barcelos Platte

Orientador: Prof. Pedro Alberto Selbach

Co-orientador: Prof. Flávio Anastácio de Oliveira Camargo

RESUMO

A serrapilheira da floresta de *Pinus* possui baixa biodegradabilidade, o que acarreta em acúmulo de nutrientes nesta camada superficial, diminuindo a sua disponibilidade no solo. Além disto é observada acidificação do solo destas florestas. Estes fatores diminuem a atividade dos microrganismos no solo e selecionam, por limitação fisiológica, o estabelecimento de alguns grupos microbianos. A indústria de papel e celulose produz um resíduo conhecido como lama de cal, que apresenta potencial para utilização como corretivo da acidez do solo. A proposta deste trabalho é avaliar a aplicação da lama de cal em solo de floresta de *Pinus taeda* e avaliar os seus efeitos sobre a degradação da serrapilheira e na microbiota do solo. Com este objetivo, foi montado um experimento de bancada, mantido em laboratório, onde foram testadas as aplicações de duas doses de lama de cal, 19t/ha e 26t/ha, associadas à aplicações de nitrogênio, nas doses de 40 e 80 kgN/ha, com a incorporação ou não da serrapilheira no solo. Foram realizadas análises químicas e microbiológicas do solo e ecotoxicológicas da lama de cal e do solo utilizando a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* (Sistema Microtox®). Os resultados indicaram que após a aplicação da lama de cal houve elevação do pH do solo. Os testes de toxicidade do solo após aplicação da lama de cal não indicaram efeitos tóxicos para a bactéria *Vibrio fischeri*. Os tratamentos que receberam lama de cal apresentaram taxas de respiração maiores (atividade microbiana), o que promoveu não só um aumento da mineralização da matéria orgânica do solo como também da biodegradação da serrapilheira. A incorporação das acículas e da lama de cal ao solo também promoveu o aumento das taxas de respiração. A aplicação de lama de cal promoveu um incremento no número de bactérias e actinomicetos do solo, especialmente nos tratamentos que receberam a dose de 26t/ha deste resíduo. A adição de nitrogênio aos tratamentos não acarretou incrementos à atividade microbiana no solo ou na biodegradação da serrapilheira.

^{1/} Dissertação de Mestrado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, (87p.) – Julho, 2002.

LIME SLUDGE EFFECTS ON SOIL MICROORGANISMS AND ON LITTER BIODEGRADABILITY OF *Pinus taeda* FORESTS.^{1/}

Author: Eduardo Barcelos Platte

Advisers: Prof. Pedro Alberto Selbach

Prof. Flávio Anastácio de Oliveira Camargo

ABSTRACT

The *Pinus* litter shows low biodegradability rates, decreasing the soil nutrient content and increasing the soil acidification. Soils under *Pinus* forests show limitations to microbial activity and exclusion of some microbial groups by soil acidity and litter quality. The pulp and paper industry produces a solid waste with high concentration of CaCO₃ (lime sludge) that can be used for soil acidity correction. In order to evaluate the effects of the lime sludge application on soil microorganisms and litter biodegradability of *Pinus taeda* forest, a laboratory study was conducted. Two doses of lime sludge (19t/ha and 26t/ha) were tested associated to two nitrogen doses (40 and 80kgN/ha), with and without litter incorporation to the soil. The evaluations included soil chemical and microbiological analyses and ecotoxicity tests with *Vibrio fischeri* (Microtox® Sistem). The results show that application of lime sludge on soil increased the soil pH, microbial activity and number of bacteria and actinomycetes, contributing to acceleration of organic matter mineralization and litter degradation. The incorporation of lime and litter to the soil increased the microbial activity. No toxic effects were observed to *Vibrio fischeri* on soil with application of lime sludge. The nitrogen application showed no significant effects on soil microorganisms activity and litter degradation.

^{1/} Master of Science Dissertation in Agricultural and Environmental Microbiology. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, (87p.) – July, 2002.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
1.2. Hipótese	4
1.3. Objetivos	4
1.3.1. Objetivo geral	4
1.3.2. Objetivos específicos	4
1.4. Justificativa	5
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
2.1. Degradação da serrapilheira da floresta de <i>Pinus sp.</i>	7
2.2. Microbiota do solo e atuação na biodegradação da serrapilheira	10
2.3. Efeitos do pH do solo sobre a biodegradabilidade da serrapilheira	12
2.4. Testes ecotoxicológicos com microrganismos	15
2.5 Aplicação de resíduos sólidos no solo	18
2.6 Lama de cal e o seu potencial como corretivo de pH do solo	19
3. MATERIAL E MÉTODOS	21
3.1 Descrição do local e caracterização do solo	22
LOCALIZAÇÃO	24
DESCRIZAÇÃO	24
3.2. Caracterização da lama de cal	25
3.3. Amostragens de solo e acículas	25
3.4 Etapa piloto	26
3.5. Etapa confirmatória	29
3.6 Acompanhamento dos parâmetros	32
3.6.1 Análises químicas	32
3.6.2 Análises de respirometria.....	33
3.6.3 Análises da biomassa microbiana.....	34
3.6.4. Análises da população microbiana	35
3.6.5. Avaliações de toxicidade com <i>Vibrio fischeri.</i>	36
3.6.6. Avaliações estatísticas.....	38
4. RESULTADOS	40
4.1 Resultados das avaliações na etapa piloto	40
4.1.1 Valores de pH do solo.....	40
4.1.2 Análises de respirometria.....	41

4.2. Resultados da etapa confirmatória.....	43
4.2.1. Análises de parâmetros químicos do solo	43
4.2.2 Resultados das análises de respirometria	47
4.2.3 Resultados das avaliações da biomassa microbiana	50
4.2.4. Resultados das avaliações da população microbiana do solo.....	53
4.2.5. Resultados das avaliações ecotoxicológicas com <i>Vibrio fischeri</i>	56
5 . DISCUSSÃO.....	58
5.1. Aplicação da lama de cal no solo.....	58
5.2. Aplicação da lama de cal na dosagem de 26t/ha no solo	67
5.3. Aplicação de nitrogênio no solo	68
5.4. Aplicação da lama de cal no solo de floresta de <i>Pinus taeda</i>	69
6. CONCLUSÕES.....	71
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73
APÊNDICES	79

RELAÇÃO DE TABELAS

Tabela 1: Valores de pH em cada tratamento nos solos dos dois talhões de <i>Pinus taeda</i> , após 56 dias de incubação.	40
Tabela 2: Parâmetros químicos do solo nos tratamentos com lama de cal e acícula na superfície – média das três replicações.....	43
Tabela 3: Parâmetros químicos do solo nos tratamentos com lama de cal e acícula incorporados ao solo – média das três replicações.....	44
Tabela 4: Parâmetros químicos do solo nos tratamentos sem acícula e com lama de cal na superfície – média das três replicações.....	44
Tabela 5: Parâmetros químicos do solo nos tratamentos sem acícula e com lama de cal incorporada ao solo – média das três replicações.....	45
Tabela 6: Coeficientes de correlação entre os parâmetros químicos ao final do experimento	47
Tabela 7: Avaliação da biomassa microbiana nos tratamentos com lama de cal e acícula na superfície, no início (dia 0) e no final do experimento (dia 90).	50
Tabela 8: Avaliação da biomassa microbiana nos tratamentos com lama de cal e acícula incorporados, no início (dia 0) e no final do experimento (dia 90).	52
Tabela 9: Avaliação da biomassa microbiana nos tratamentos com lama de cal na superfície e sem acícula, no início (dia 0) e no final do experimento (dia 90). .	52
Tabela 10: Avaliação da biomassa microbiana nos tratamentos com lama de cal incorporados e sem acícula, no início (dia 0) e no final do experimento (dia 90).	53
Tabela 11: Avaliações da população microbiana nos tratamentos com lama de cal e acícula na superfície, no final do experimento, média de três replicações.....	54
Tabela 12: Avaliações da população microbiana nos tratamentos com lama de cal e acícula incorporados, no final do experimento.....	54
Tabela 13: Avaliações da população microbiana nos tratamentos com lama de cal na superfície e sem acícula, no final do experimento.	55
Tabela 14: Avaliações da população microbiana nos tratamentos com lama de cal incorporada e sem acícula, no final do experimento.....	55
Tabela 15: Avaliações da toxicidade dos extratos aquosos da lama de cal, do solo e dos tratamentos para <i>Vibrio fischeri</i> , em CE50.	56

Tabela 16: Resultado do teste de sensibilidade (referência) com *Vibrio fischeri* para Sulfato de Cobre.57

RELAÇÃO DE FIGURAS

Figura 1: Solo do talhão de <i>Pinus taeda</i> de 16 anos, próximo à área de coleta de material para o experimento. Três Barras (SC). 2000.....	23
Figura 2: Reflorestamento de <i>Pinus taeda</i> de 16 anos mostrando uma densa camada de serrapilheira cobrindo o solo – Três Barras (SC), 2000.....	24
Figura 3: Detalhe do solo e da camada de serrapilheira da floresta de <i>Pinus taeda</i> , no local de amostragem do talhão de 16 anos. Três Barras (SC), 2000.....	26
Figura 4: Valores acumulados de C-CO ₂ , em mg kg ⁻¹ de solo seco do talhão de <i>Pinus taeda</i> de 16 anos de idade, em cada um dos tratamentos, após 56 dias de incubação.....	41
Figura 5: Valores acumulados de C-CO ₂ , em mg kg ⁻¹ de solo seco do talhão de <i>Pinus taeda</i> de 20 anos de idade, em cada um dos tratamentos, após 56 dias de incubação.....	42
Figura 6: Valores de pH do solo nos tratamentos com lama de cal nas dosagens de 19 e 26 t ha ⁻¹ e sem lama de cal.....	46
Figura 7: Valores acumulados de C-CO ₂ ao final do experimento nos tratamentos com lama de cal e acícula na superfície do solo.....	48
Figura 8: Resultados acumulados de C-CO ₂ ao final do experimento nos tratamentos com lama de cal e acícula incorporados ao solo.....	49
Figura 9: Resultados acumulados de C-CO ₂ ao final do experimento nos tratamentos sem acícula e lama de cal na superfície do solo.....	49
Figura 10: Resultados acumulados de C-CO ₂ ao final do experimento nos tratamentos sem acícula e lama de cal incorporados ao solo.....	49
Figura 11: Valores de C-CO ₂ acumulados ao final do experimento em função do pH do solo. Os valores circundados pelas elipses amarela, verde, vermelha e azul, correspondem, respectivamente aos tratamentos com acícula e sem lama de cal, sem acícula e sem lama de cal, com lama de cal e com acícula e sem lama de cal e com acícula.....	64

1. INTRODUÇÃO

Os programas de reflorestamento, na sua grande maioria, utilizam essências florestais exóticas como espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*, em substituição às matas tropicais e subtropicais. No Brasil, no ano de 1982, já haviam mais de 5 milhões de hectares plantados com espécies destes dois gêneros, com florestas de *Pinus* compondo 34% deste total, sendo que uma das destinações principais da madeira gerada é o fornecimento de matéria prima para a indústria de celulose e papel (Malavolta, 1987). A área cultivada com estas essências florestais de rápido crescimento tem uma perspectiva de expansão, especialmente nos países tropicais, dado o aumento da demanda por esta matéria prima (Lima, 1996).

Nos solos de florestas, a decomposição da serrapilheira representa um papel importante na ciclagem de nutrientes e aporte de compostos mineralizados para o solo. A espessura da camada de serrapilheira é determinada pela quantidade de material que cai da vegetação e pela taxa de decomposição, ou seja, quanto maior o aporte e mais lenta a taxa de degradação, maior é esta camada (Correia & Andrade, 1999). Entretanto, os resíduos que compõem a serrapilheira diferem em função das espécies florestais e, portanto, existem diferenças entre a liteira de florestas nativas tropicais e a de origem de espécies exóticas usadas em reflorestamento. De maneira geral, a degradação de serrapilheira composta por acículas de coníferas é um processo lento. Berg e Söderström (1979) citam dados de que foram necessários cerca de sete anos para a degradação total

das acículas na Inglaterra. Na liteira de espécies de *Pinus spp*, a disponibilidade de nutrientes é menor, o que implica em decomposição mais lenta, quando comparada à de espécies arbóreas nativas. Este fato, associado a uma grande produção de acículas, resulta em maior acúmulo de serrapilheira na superfície do solo sob cultivos de *Pinus spp.*, em relação a outras espécies (Lugo, et al., 1990).

Além da disponibilidade de nutrientes, os teores de lignina, celulose e a relação destes compostos com os teores de nitrogênio contidos nas acículas e na serrapilheira são fatores destacados como responsáveis pela lenta decomposição da serrapilheira observada em alguns estudos. Além de nitrogênio, teores de outros nutrientes como fósforo e enxofre, e componentes como polifenóis, são citados como interferentes na velocidade de degradação da serrapilheira (Correia & Andrade, 1999).

O solo sob florestas monoespecíficas de *Pinus sp.* apresenta algumas alterações em relação àqueles mantidos sob cobertura florestal original. Uma dessas alterações é a diminuição do pH (Fleig et al., 1996). A acidez do solo é limitante para diversas culturas agrícolas e florestais, sendo determinante para a atividade dos microrganismos do solo e para a disponibilização de nutrientes. Além disso, em pH ácido ocorre a solubilização de alumínio e manganês, que podem ser tóxicos para as plantas (Foy, 1984). A acidificação do solo reduz a taxa de decomposição da liteira, o tamanho das populações e a atividade dos microrganismos, especialmente em função da limitação fisiológica imposta a muitos grupos microbianos intolerantes à acidez.

Outra característica dos solos sob florestas de *Pinus* é a alteração na dinâmica de nutrientes resultante tanto da decomposição lenta da serrapilheira como também pelas altas taxas de absorção destes elementos pelas raízes das árvores de *Pinus*. Ambos os fatores levam a um acúmulo de nutrientes na liteira e a uma diminuição das

concentrações de nitrogênio, fósforo, cálcio e magnésio no solo (Lugo et al., 1990 e Fleig et al., 1996).

Em função disso, mesmo que as espécies de *Pinus* sejam reconhecidas como tolerantes a solos com baixa fertilidade, com pH ácido e com altos teores de alumínio solúvel, pode ocorrer a necessidade de adição de cálcio e magnésio ao solo para utilização nesta cultura, visando a reposição destes elementos e correção do pH, como recomenda Gonçalves (1995), e ainda a adição de adubação nitrogenada, fosfatada e potássica, segundo Malavolta (1987) e Osaki (1991).

Dentre os resultados positivos da correção da acidez do solo sob a floresta de *Pinus sp.* são destacados o aumento da população microbiana, proporcionado especialmente pelo aumento no número de bactérias e actinomicetos, e a aceleração nos processos de degradação da serrapilheira e mineralização da matéria orgânica do solo (Lohm, et al., 1984; Bååth et al., 1992 e Persson et al., 1990/1991). Entretanto, Bååth et al. (1980), não encontraram diferenças na taxa de degradação do folheto após a calagem e, estudos realizados por Persson et al. (1990/1991) e Neale et al. (1997) apontaram até para a possibilidade de diminuição do desenvolvimento da floresta após a correção do pH. Estas observações foram feitas em estudos de curta duração e foram atribuídas à imobilização de nitrogênio causada pelo aumento da atividade dos microrganismos na degradação do folheto.

Por outro lado, a indústria de celulose e papel pode produzir um resíduo sólido que contém altos teores de carbonato de cálcio. Este resíduo, chamado lama de cal, é resultante da recuperação do licor de cozimento, utilizado no processo de fabricação de celulose. Estudos realizados por Lourenço (1997) e Bognola et al. (1997) com a aplicação deste resíduo no solo mostraram que ele proporciona a elevação do pH, indicando o seu potencial para a utilização como corretivo de pH do solo.

A proposta deste trabalho foi avaliar a utilização desta lama de cal proveniente de indústria de celulose como corretivo do pH do solo de floresta de *Pinus taeda* em um experimento de laboratório. As avaliações do estudo foram direcionadas para os efeitos sobre a microbiota do solo e suas implicações sobre a degradação da serrapilheira da floresta de *Pinus taeda*, sob diferentes teores de lama de cal e de nitrogênio e com as acículas e lama de cal incorporadas ou não ao solo.

1.2. Hipótese

A aplicação da lama de cal no solo de floresta de *Pinus taeda* promove o aumento da atividade microbiana, favorecendo os processos de mineralização da matéria orgânica e degradação da serrapilheira.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo geral

Avaliar os efeitos da aplicação da lama de cal proveniente de indústria de papel e celulose como corretivo de pH do solo em reflorestamento de *Pinus taeda* e a otimização da sua utilização associada à adição nitrogênio mineral sobre a população e atividade da comunidade microbiana do solo e a degradação da serrapilheira de *Pinus taeda*.

1.3.2. Objetivos específicos

Avaliar o potencial da lama de cal como corretivo da acidez do solo.

Avaliar possíveis efeitos tóxicos da lama de cal e do solo após aplicação para a bactéria *Vibrio fischeri*, através de testes de toxicidade padronizados.

Avaliar a biodegradabilidade da serrapilheira da floresta de *Pinus taeda* sob diferentes dosagens de lama de cal associada a diferentes adições de nitrogênio e com as acículas e lama de cal incorporadas ou na ao solo.

Avaliar a população e a atividade da comunidade microbiana nos diferentes tratamentos do solo.

1.4. Justificativa

Investigações dos parâmetros microbiológicos do solo têm sido consideradas nas avaliações de degradação de resíduos florestais tendo em vista as suas implicações em processos importantes neste ambiente, como formação de húmus, ciclagem de nutrientes e estruturação física do solo.

A correção do pH do solo, aumenta o número e atividade de bactérias e actinomicetos no solo. Desta forma, através da correção do pH e da conseqüente adição de cálcio ao sistema pode-se melhorar as condições abióticas do ecossistema da floresta de *Pinus sp.*, diminuindo os fatores limitantes e dando condições para o estabelecimento e atividade de uma comunidade microbiológica mais diversificada, que possa atuar com maior eficiência na degradação da serrapilheira, melhorando a ciclagem de nutrientes no solo da floresta e diminuindo os impactos negativos desta atividade sobre a microbiota e características químicas do solo.

Entretanto, foi evidenciado também que a aplicação de calcário para a correção do pH pode trazer imobilização de nitrogênio, com prejuízos para o processo de degradação e até para o desenvolvimento da floresta. Além disto, os teores de nitrogênio são apontados como um dos fatores limitantes à atuação dos microrganismos na degradação da serrapilheira. Assim, a adição de nitrogênio em conjunto aos tratamentos com lama de cal é importante por avaliar a contribuição deste elemento ao sistema para

no processo de degradação da serrapilheira e por permitir discriminar possíveis inibições ao processo de degradação referentes à limitação por nitrogênio, permitindo adequar as taxas de aplicação deste nutriente na floresta em proporção à lama de cal.

A utilização de um resíduo proveniente de indústria de papel e celulose como corretivo de pH representa a possibilidade de retorno desse material ao processo, uma vez que a floresta de *Pinus* é geradora de matéria prima para a fabricação da celulose. Além disso, redução dos custos com adubação e calagem, diminuição de passivos ambientais resultantes da atividade, como extração de recursos naturais, acúmulo de resíduos em depósitos e melhoramento das condições de sustentabilidade dos solos e ciclagem de nutrientes são justificativas para este trabalho.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Degradação da serrapilheira da floresta de *Pinus sp.*

A velocidade de degradação da camada de serrapilheira é determinada por fatores climáticos, edáficos e biológicos e a sua composição apresenta uma grande diversidade, variando não somente entre ecossistemas como dentro do ecossistema (Correia e Andrade, 1999).

Os principais fatores determinantes da degradação da serrapilheira de espécies vegetais arbóreas são os fatores ambientais a composição química do folheto, incluindo os teores de nutrientes. Um estudo com dez espécies arbóreas, nativas e exóticas ao ambiente de estudo, entre elas *Pinus caribea* var. *hondurensis* e *Pinus elliottii* var. *densa*, foi feito por Lugo et al. (1990) e mostrou que sob a floresta de *Pinus* há formação de uma camada de serrapilheira mais espessa e com maior massa, indicando uma maior acumulação, quando comparada com outras espécies florestais. Os fatores determinantes deste acúmulo são a alta taxa da formação da serrapilheira e a sua lenta degradação. A baixa degradabilidade foi relacionada, por estes autores, aos baixos teores de nutrientes contidos no folheto, uma vez que os menores teores de nitrogênio foram encontrados no folheto das espécies de *Pinus* em relação às demais espécies. Como decorrência disso, foram observadas mudanças na concentração e disponibilidade de nutrientes do solo e acúmulo dos mesmos na liteira. Assim, os maiores valores totais de nutrientes

acumulados na serrapilheira como nitrogênio, fósforo e potássio foram observados nas espécies de *Pinus*. Como resultado deste acúmulo e imobilização de nutrientes na camada de serrapilheira, os solos das plantações com espécies deste gênero apresentaram as menores concentrações de nitrogênio do que os demais.

Os teores de nutrientes contidos nas acículas de *Pinus elliottii* são citados por Brum (1980) em um estudo feito em plantações no norte do estado de Santa Catarina e por Lugo et al. (1990). Os teores de nitrogênio na serrapilheira foram de 0,76% no primeiro estudo e de 0,65% no segundo.

Fioretto et al. (1998) destacam também que a baixa concentração de manganês presente nas liteiras de *Pinus* pode acarretar em um efeito de imobilização deste elemento, tornando-o limitante e levando a uma inibição do processo de degradação.

Além da composição química, a velocidade do processo de degradação é dependente também da estrutura dos tecidos vegetais, destacando assim o papel dos teores de lignina contidos neles (Entry e Backman, 1995). Os altos teores de lignina associados à baixa proporção de nitrogênio são destacados como fatores responsáveis pela lenta degradação do folheto das espécies de *Pinus* por Witkamp (1966) e Sanger et al., (1996).

Além disso, a relação entre os teores de carbono e de nitrogênio (relação C:N) também influencia a velocidade de degradação da serrapilheira (Taylor et al. 1989), entretanto, para resíduos vegetais com elevado conteúdo de lignina, como são as acículas de espécies de *Pinus*, a relação lignina:nitrogênio tem sido usada como estimativa mais precisa do potencial de degradação destes resíduos (Taylor et al., 1989); (Mellilo et al., 1982). Isto porque, apenas a relação carbono:nitrogênio não expressa a forma molecular que se encontra o carbono, podendo estar como moléculas estáveis e recalcitrantes, como a lignina (Cortez et al., 1996). Entry e Backman (1995) sugerem

ainda, a utilização da relação lignina:celulose:nitrogênio presente no folheto como índice de estimativa mais acurado da decomposição da matéria orgânica da serrapilheira.

As características do solo também podem determinar a composição das acículas, como o teor de lignina e fenilpropanóides nelas contido. Sanger et al. (1996) atribuiu maiores teores de lignina em serrapilheiras de florestas em solos com maior saturação por bases. Além disto, características do solo, como o teor de nitrogênio e a relação C:N, também influenciam as taxas de degradação da serrapilheira, segundo Prescott (1996). Segundo este autor, a composição da microbiota do solo, também difere com as características do solo e, por sua vez, também influencia a taxa de degradação da serrapilheira.

Além da composição química das acículas, outros fatores, como a água disponível, também são relevantes para a regulação da degradação da serrapilheira, como foi destacado por Virzo de Santo et al. (1993) e Fioretto et al. (1998). Os primeiros autores destacaram que o efeito da umidade pode ser mais importante na degradação da serrapilheira do que a sua composição.

Entretanto, ocorrem alterações na composição da liteira ao longo do processo de degradação e na composição dos microrganismos atuantes, além de um aumento da capacidade de retenção de umidade. Como decorrência da perda inicial de compostos de carbono lábeis e de fácil degradação, os teores de lignina tendem a aumentar durante o processo de degradação (Sanger et al., 1996). Por outro lado, o aumento da capacidade de retenção de água pela serrapilheira à medida que a degradação avança, facilita a atuação dos microrganismos, por fornecer condições favoráveis de umidade e possibilita perdas de massas maiores. Isto mostra também, que limitações provocadas por baixa umidade podem ser mais severas nos estágios iniciais da degradação (Virzo de Santo et al. 1993). Também ocorrem aumentos na concentração de nutrientes na serrapilheira com

o processo de degradação, o que indica que a mineralização possa ser mais rápida nas camadas mais profundas e próximas do solo (Lugo et al., 1990). Mas, ao mesmo tempo, que há um incremento na concentração de nitrogênio após os estágios iniciais da degradação, tornando a serrapilheira mais rica em nitrogênio, pode haver o aumento na concentração de substâncias mais recalcitrantes, limitando a ação dos microrganismos pela qualidade do carbono (McClaugherty et al., 1985). Este incremento na concentração de nitrogênio foi atribuído ao maior desenvolvimento de fungos na liteira, especialmente após a diminuição das concentrações de substâncias solúveis em água mais facilmente degradáveis (Berg e Söderström, 1979). Após o resíduo vegetal passar a conter compostos recalcitrantes, a tarefa de degradação da serrapilheira é, segundo estes autores, realizada predominantemente por fungos, em função da sua maior afinidade por estes substratos.

2.2. Microbiota do solo e atuação na biodegradação da serrapilheira

Gourbière (1986) caracterizou a composição da microbiota da liteira de coníferas (*Abies alba*) e a dinâmica das espécies ao longo da degradação. Este autor definiu quatro grupos sucessionais de fungos ao longo do processo: (a) epífitos da superfície das acículas vivas; (b) saprófitos primários, colonizadores internos das acículas senescentes; (c) saprófitos internos ausentes na primeira fase da senescência; (d) saprófitos externos, que se desenvolvem superficialmente responsáveis pelo escurecimento do material. São citadas as espécies *Lophodermium pinastri*, *Verticicladium trifidum*, *Marasmius androsaceus*, *Troposporella acicola*, *Kriegeriella mirabilis*, envolvidas na degradação da serrapilheira de *Pinus*.

Um estudo desenvolvido por Prescott (1996) avaliou a degradação de uma mesma serrapilheira em vários tipos de solo e observou que as diferenças na composição

da microbiota de cada um deles determinaram taxas de degradação diferentes. Além disto, os valores de degradação mais elevados foram verificados nos solos que originalmente estavam associados a uma serrapilheira de estrutura semelhante à que foi testada. Isto indica que a microbiota de um solo de uma floresta é específica em função da serrapilheira formada, evidenciando que a composição e atividade dos microrganismos do solo é dependente tanto das características do solo como da serrapilheira.

Witkamp (1966) já havia atribuído diferentes taxas de liberação de CO₂ da serrapilheira de várias espécies arbóreas às diferenças na composição microbiana do solo. Entretanto, cita também que as características das acículas que compõem a serrapilheira são ainda mais importantes na determinação da taxa de degradação do que a composição da microbiota atuante.

Por outro lado, além do seu papel como agente na degradação da serrapilheira deve ser destacada a importância da microbiota como reservatório e fonte de nutrientes para o solo durante os processos de degradação da serrapilheira. Este processo dinâmico é destacado por Gama-Rodrigues (1999), que cita dados que mostram que a biomassa microbiana contém de 2 a 5% do carbono orgânico do solo e 1 a 5% do nitrogênio total do solo, evidenciando que este compartimento exerce uma relevante influência na disponibilização de nutrientes oriundos da serrapilheira para o solo. Desta forma, o acompanhamento da biomassa microbiana no solo também têm sido utilizado como ferramenta para avaliação dos parâmetros microbiológicos do solo, em complemento às análises de composição e atividade.

A composição da microbiota do solo tem sido avaliada, tanto em trabalhos de degradação da serrapilheira como também em estudos da composição microbiana dos solos sob acidificação ou que receberam correção da acidez. Técnicas de microbiologia tradicionais para avaliação da composição microbiana do solo têm sido empregadas com

resultados satisfatórios, ainda que procedimentos mais recentes tenham apresentado vantagens em discriminar as diferenças na composição microbiana, como será apresentado no item subsequente. Ferreira (1998) utilizou técnicas de contagem em meio sólido para discriminar a composição da microbiota do solo após aplicação de resíduo de curtume e observou diferenças temporais após a aplicação do resíduo, especialmente na população de actinomicetos.

São conhecidas, entretanto, as limitações destas técnicas tradicionais em identificar todos os grupos microbianos presentes num ambiente tão complexo quanto o solo. Atlas e Bartha (1997) salientam que os métodos de contagem em meio sólido são amplamente utilizados e apresentam bons resultados para contagens de organismos viáveis e culturáveis, entretanto, não podem ser utilizados como técnicas para a obtenção da quantificação de microrganismos totais do solo.

2.3. Efeitos do pH do solo sobre a biodegradabilidade da serrapilheira

Além da característica de lenta decomposição da serrapilheira e conseqüente baixa disponibilização de nutrientes, as florestas de *Pinus* provocam alterações nas características químicas dos solos. Dentre estas alterações, Fleig et al. (1996) destacam como uma das principais, a acidificação da camada de solo até 10cm de profundidade, que acarreta maior solubilização do alumínio, quando comparada com as condições existentes na floresta mista de araucária, que é a vegetação original do local de estudo.

A diminuição do pH, além de alterar as características químicas do solo, tem efeitos sobre a microbiota do solo, destacando-se o predomínio relativo da concentração de fungos, em função da sua maior tolerância à acidez, em detrimento das populações de bactérias e actinomicetos. Alexander (1977) cita que em pH abaixo de 5,5 no solo já há um predomínio de fungos filamentosos executando a tarefa de degradar a celulose. Este

mesmo autor salienta também que as taxas de decomposição em solos neutros são tipicamente maiores do que em solos ácidos.

Em um estudo que avaliou a resposta da comunidade microbiana à acidificação induzida do solo através da incorporação de agentes ácidos, Bååth et al. (1980) observaram que ocorreu uma diminuição da biomassa microbiana total, mesmo com um aumento do número de fungos, acompanhada de uma significativa redução da degradação da serrapilheira. Essa diminuição da taxa de decomposição também foi observada por Lohm et al. (1984), evidenciada pela diminuição da respiração no solo que recebeu tratamento que acidificou o pH. Em um estudo sobre a degradação da liteira de coníferas e angiospermas desenvolvido por Dursun et al. (1993), foi avaliado o efeito do pH e adição de sulfito, utilizando o fungo *Cladosporium cladosporoides*, que é citado como uma espécie importante como degradadora de folhas da serrapilheira, em um experimento sem solo. Neste estudo, foram obtidas relações na diminuição da liberação de CO₂ da liteira com o aumento da concentração de sulfito e com a redução do pH. Entretanto, não foram observados efeitos do pH isoladamente na atividade do fungo, o que indica que a atividade dos fungos pode não ser afetada pela acidificação do solo.

Por outro lado, os efeitos da neutralização da acidez do solo sobre a atividade e composição da microbiota foram avaliados por vários autores e as alterações mais evidentes estão relacionadas com o aumento da população bacteriana e da atividade geral dos microrganismos, após a calagem (Lohm et al., 1984; Bååth et al., 1992; Bååth e Arnebrant, 1994; Bååth et al., 1995). Estes resultados foram concordantes também com os de Neale (1997), que acrescentou ainda, o aumento na biomassa geral, que foi atribuído ao aumento na população de bactérias autóctones intolerantes à acidez. Foram observados, também, aumentos na população de actinomicetos (Bååth et al., 1992 e Frostegård, 1993). Além disso, após a calagem, Lohm et al. (1984) relataram aumentos

na taxa de mineralização de carbono, resultado que foi obtido também por Persson et al. (1990/1991), mas apenas para componentes da serrapilheira que apresentavam baixa relação C:N (entre 24 a 28).

Este último autor encontrou, por outro lado, que a taxa de mineralização líquida do nitrogênio foi reduzida após a calagem. No trabalho já citado de Bååth et al. (1980), os resultados de biodegradação da serrapilheira após a calagem haviam sido pouco conclusivos, indicando até uma pequena diminuição na taxa de decomposição e uma maior retenção de nitrogênio nesta camada. Concordando com estes trabalhos, Lohm et al. (1984) também indicaram que ocorreu imobilização do nitrogênio após a correção do pH. No estudo de Neale et al. (1997), também foi observado um efeito de redução da taxa de mineralização de nitrogênio em solos com alta relação carbono:nitrogênio, e que foi atribuído à incorporação de nitrogênio em formas orgânicas estáveis e à diminuição da toxicidade de compostos fenólicos (que são pobres em nitrogênio) causada pela ligação do cálcio a estas moléculas, tornando-as mais facilmente degradáveis, aumentando a demanda por nitrogênio disponível.

Os estudos que melhor retratam as alterações que ocorrem na estrutura da comunidade microbiana após a neutralização do pH do solo foram feitos utilizando as análises do padrão de ácidos graxos dos fosfolipídeos, pois refletem melhor a diversidade dos microrganismos do solo (Zelles et al., 1995) e (Bååth et al., 1992). Estes últimos autores utilizaram estas análises e identificaram aumentos do número de bactérias em relação ao número de fungos, como já foi citado. Por outro lado, a relação de biomassa entre estes dois grupos manteve-se constante quando a mudança ficou abaixo de dois pontos de pH (Bååth et al., 1995). Estes dois trabalhos indicaram que há uma resposta similar da estrutura da comunidade microbiana às alterações de pH do solo, quando analisadas por estas técnicas. Outro resultado importante obtido por Bååth et al. (1992) foi

que, através da análise da relação de isômeros trans:cis dos ácidos graxos dos fosfolipídeos, foi observada a diminuição do estresse nutricional das bactérias, indicada pelo aumento desta relação após a elevação do pH do solo pela alcalinização.

2.4. Testes ecotoxicológicos com microrganismos

Testes de toxicidade ou ecotoxicológicos são ferramentas utilizadas para a avaliação de possíveis efeitos danosos de substâncias ou amostras sobre organismos. Esses testes consistem na exposição de organismos vivos à diferentes concentrações da amostra, sob condições controladas e específicas para cada espécie, e refletem os efeitos da amostra como um todo sobre os organismos, sendo ela complexa ou não, incluindo ações sinérgicas, antagônicas e aditivas de todos os componentes físicos, químicos e biológicos que a compõem. Os efeitos observados no teste diferem para cada sistema-teste e podem estar baseados na mortalidade ou efeitos adversos sobre o comportamento ou metabolismo. A sensibilidade na detecção da toxicidade de uma amostra depende do organismo-teste e do sistema teste empregado. Os testes de toxicidade aguda expressam o efeito de uma amostra sobre uma fase curta no ciclo de vida do organismo-teste, enquanto os testes de toxicidade crônica expressam o efeito de uma amostra sobre o organismo durante o seu ciclo de vida ou uma parte importante dele (Kruijf, 1988 e Rand et al., 1995).

Os resultados de testes de toxicidade aguda são, usualmente, expressos como CL50 ou CE50 que é a concentração que causou efeito letal, ou efeito adverso, respectivamente, para 50% dos organismos expostos à amostra. Desta forma, a toxicidade aguda de uma amostra é inversamente proporcional ao valor de CE50, ou seja, quanto menor o valor da CE50, mais tóxica é a amostra (Kruijf, 1988).

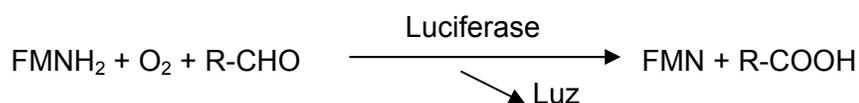
Avaliações da toxicidade para microrganismos de resíduos a serem aplicados no solo, bem como no solo após a aplicação, têm sido efetuadas por diversos pesquisadores e são importantes na indicação prévia de possíveis efeitos inibitórios e/ou deletérios sobre a microbiota do solo.

Um procedimento para avaliação de efeitos de substâncias sobre microrganismos do solo foi padronizado pela SETAC (1995), que traça diretrizes para avaliação de substâncias a serem aplicadas no solo. Estes testes se baseiam na avaliação da atividade de bactérias heterotróficas na degradação de compostos orgânicos, através da taxa de formação de CO₂ e na avaliação da atividade das bactérias envolvidas nos processos de nitrificação, através da análise da transformação de amônio em nitrato, portanto, sem especificar um organismo como indicador único.

Um teste de toxicidade com microorganismo, a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*, foi padronizado através do sistema Microtox® (Azur Environmental, 1995). Este teste está baseado na medição de um parâmetro fisiológico do organismo, que é a emissão de luminescência (Mayfield, 1993).

O Gênero *Vibrio* é integrante da Família Vibrionaceae e era anteriormente denominado de Gênero *Photobacterium*. São bastonetes Gram-negativos marinhos que podem viver simbioticamente com peixes de águas profundas (Frobischer, 1974).

O mecanismo de detecção de algum efeito tóxico sobre a fisiologia de *Vibrio fischeri* está baseado na interrupção ou inibição da reação bioquímica, responsável pela emissão da luminescência descrita abaixo, após a exposição do organismo à amostra:



A reação está baseada na oxidação de uma Flavina Mononucleotídeo em estado reduzido que libera energia. Nas bactérias luminescentes, a energia disponível desta reação não é utilizada para regeneração de ATP, mas é dissipada na forma de luz.

O teste se baseia na medição da luminescência emitida pela bactéria em diferentes concentrações da amostra, em 15 minutos de exposição. A concentração do poluente que promove uma redução da emissão de luz em 50% caracteriza a CE50, analogamente à DL50 (dose letal a 50% dos organismos teste) usada na toxicologia.

A metodologia do teste com *Vibrio fischeri* foi posteriormente padronizado pela CETESB (2001a), a qual foi concebida para avaliação de amostras líquidas, mas que apresenta também as diretrizes para avaliações de extratos aquosos de amostras sólidas, permitindo que este teste seja utilizado para testes com amostras de solo, amparado por um procedimento padronizado.

Este teste foi recomendado em uma revisão de metodologias realizado pela SETAC (1999) como um bioensaio para avaliação de possíveis efeitos de metais sobre os microrganismos do solo, destacando este procedimento pela sua capacidade de repetibilidade, sensibilidade e facilidade de execução.

Gestel et al. (2001) utilizaram avaliações de toxicidade em solo contaminado com vários organismos teste e observaram que o teste com *Vibrio fischeri* mostrou uma resposta correspondente com os resultados de toxicidade obtidos para os demais organismos. Harkey e Young (2000) avaliaram dois tipos de testes com *Vibrio fischeri* para amostras de solo e observaram que tanto o teste realizado com a extração em solução salina como no teste realizado na fase sólida, apresentaram-se correlacionados com os teores dos contaminantes avaliados.

Atlas e Bartha (1998) citam um trabalho de avaliação da biorremediação de um solo contaminado com óleo combustível e utilizaram a toxicidade para *Vibrio fischeri*

(quando o gênero ainda era denominado *Photobacterium*) como um dos parâmetros para avaliação da contaminação do solo. A CE50 inicial era de 44 µg/L de solo e passou para níveis não detectáveis após o período de tratamento.

2.5 Aplicação de resíduos sólidos no solo

O uso do solo como receptor para resíduos orgânicos começou a ganhar ênfase e preocupação pela comunidade científica brasileira a partir de discussões na década de 80, quando aumentou a necessidade de tratamento de resíduos urbanos e industriais e quando os dejetos animais deixaram de ser vistos apenas como fertilizantes e começaram a ser considerados como fontes potenciais de poluição, principalmente dos aquíferos. Com a elevação dos custos de adubação mineral, os resíduos orgânicos produzidos pela indústria, pelas cidades ou pelas atividades agrícolas passaram a ter maior importância como materiais recicláveis e passíveis de aproveitamento para melhorar as condições do solo (Tedesco, et al., 1999).

Entretanto, a possibilidade de um resíduo ser descartado através da sua aplicação no solo como corretivo ou fertilizante irá depender das suas características, do seu valor corretivo de acidez ou fertilizante e dos seus efeitos sobre o ambiente (Ferreira, 1998).

Efroymson, et al. (1997) procuraram definir padrões como critérios de comparação (“benchmarks”) de contaminantes com efeitos potenciais adversos sobre invertebrados do solo e da liteira, bem como nos processos heterotróficos. Estes critérios incluem efeitos tóxicos sobre invertebrados (obtidos através de testes de toxicidade) e processos microbianos heterotóxicos. Agências governamentais de meio ambiente têm se preocupado, diante da crescente utilização do solo como receptor de resíduos, em

estabelecer critérios para o descarte neste compartimento (EPA, 1993 e 1995 e CETESB, 2001b).

O monitoramento de metais em um solo que recebeu aplicações de resíduo é relevante tendo em vista os possíveis aportes destes elementos a mananciais hídricos, como água subterrânea, ou cultivos agrícolas. A CETESB (2001b) compilou critérios estabelecidos por outros países para padronizar a avaliação de poluentes no solo, procurando criar critérios variáveis para situações diferentes tendo em vista as principais vias de exposição destes compostos, com foco na proteção da saúde humana e preservação dos ecossistemas.

Recomendações de quantidades máximas cumulativas (carga) de metais a serem aplicados no solo, segundo EPA (1993), para lodo de estações de tratamento de esgoto são, entre outros: Cd=39kg/ha; Cr=3000kg/ha; Cu=1500kg/ha; Ni=420kg/ha e Zn=2800kg/ha.

Por outro lado, a utilização do solo como receptor para resíduos industriais não se baseia apenas no aproveitamento dos processos microbianos para melhoria da condição nutricional do solo pela mineralização dos compostos presentes no rejeito, mas também para degradação e detoxificação destes resíduos no solo através da transformação enzimática ou da imobilização de compostos indesejáveis (Tedesco, et al. 1999 e Atlas e Bartha, 1998).

2.6 Lama de cal e o seu potencial como corretivo de pH do solo

Durante o processo de fabricação do papel, um dos resíduos produzidos é a chamada lama de cal. Este resíduo é gerado na etapa de caustificação, onde é recuperado o licor de cozimento. O licor de cozimento é constituído principalmente por hidróxido de sódio em solução, utilizado na digestão da madeira. Após a passagem por

esta etapa, o hidróxido de sódio do licor está transformado em carbonato de sódio. A recuperação é feita com a adição de cal hidratada, regenerando o hidróxido de sódio, que retorna ao processo de digestão da celulose, e produzindo o rejeito, chamado de lama de cal, constituído principalmente por carbonato de cálcio.

A utilização deste resíduo como corretivo do pH do solo foi testada por Lourenço (1997) e Bongnola et al. (1997) e foi considerada como eficiente por ambos os autores. A composição média do material caracterizado por Lourenço (1997) foi de CaO (53,1%), MgO (0,16%) e NaOH (0,09%). Este autor cita também a presença de sódio neste resíduo, o qual mereceu destaque em função dos possíveis efeitos decorrentes da sua aplicação no solo, conhecidamente danosos dada sua ação dispersante sobre as argilas, interferindo negativamente na estruturação física do solo. Entretanto, nestes estudos não foram observados indícios de efeitos adversos potenciais no solo atribuídos ao sódio, em função das concentrações resultantes no solo, após a aplicação do resíduo, terem sido baixas.

Foram encontrados, neste resíduo caracterizado por Bognola et al. (1997), metais pesados como zinco, chumbo, cádmio e mercúrio, que devem ser monitorados em função do risco ambiental que representam. Segundo a Environmental Protection Agency - USA (EPA, 1995) a maioria dos estudos não mostra efeitos adversos decorrentes dos metais pesados associados a biosólidos sobre a atividade dos microrganismos, incluindo os processos de nitrificação ou mineralização do nitrogênio. Entretanto, segundo o trabalho acima citado, efeitos negativos foram observados sobre a habilidade de fixar nitrogênio de linhagens de *Rhizobium* em locais onde houve aplicação de resíduos sólidos com altas concentrações de metais (resíduos contendo 100 mg/Kg de cádmio e 3000 mg/Kg de zinco).

3. MATERIAL E MÉTODOS

Para condução do experimento, os trabalhos foram divididos em uma etapa piloto e em uma etapa confirmatória. A etapa piloto contemplou os trabalhos de caracterização química do resíduo (lama de cal), avaliação do seu poder corretivo de pH e avaliação prévia dos efeitos sobre a atividade dos microrganismos do solo de dois talhões de *Pinus taeda* após a aplicação deste resíduo. Na etapa piloto, os trabalhos tiveram como objetivo o direcionamento da etapa confirmatória, que enfocaram os efeitos dos tratamentos realizados sobre a biodegradabilidade da serrapilheira e sobre a microbiota do solo.

Ambos os experimentos foram realizados em laboratório, onde foram estudados diferentes tratamentos aplicando a lama de cal (LC) para correção do pH do solo sob reflorestamento de *Pinus taeda* nas dosagens de 19t ha⁻¹ e 26t ha⁻¹, em combinação com duas dosagens de nitrogênio (40 e 80 kg ha⁻¹), e com acículas e lama de cal incorporadas e não incorporadas ao solo, mais os tratamentos controle que consistiram no solo sem tratamento para cada um dos fatores envolvidos.

As variáveis, na etapa confirmatória, foram acompanhadas através de análises químicas do solo (pH, nutrientes e metais), biológicas (composição, atividade e biomassa da microbiota do solo) e ecotoxicológicas (solo e resíduo).

3.1 Descrição do local e caracterização do solo

Uma área vegetada com *Pinus taeda* foi selecionada para coleta de solo e serrapilheira para o experimento. Esta é uma área de reflorestamento da empresa Rigesa, Celulose, Papel e Embalagens Ltda., que está localizada no planalto norte do estado de Santa Catarina, no município de Três Barras. Esta empresa utiliza reflorestamentos de *Pinus* e *Eucalyptus* para fornecimento de matéria prima para celulose e se dedica à fabricação de papel Kraftliner de fibra virgem.

O clima desta região é do tipo cfb, segundo a classificação de Köppen e a vegetação original é composta pela mata mista de *Araucaria angustifolia*.

Dois talhões monoespecíficos povoados com árvores de *Pinus taeda* de 20 anos e 16 anos de idade, foram utilizados para amostragens de solo e acículas para os ensaios. O solo que ocorre é do tipo Latossolo Vermelho, que segundo EMBRAPA (1999), está dentro do grupo de solos caracterizados pela presença de horizonte B latossólico, solos profundos e bem drenados, podendo atingir 200 cm ou mais. A área em estudo não recebeu aplicação de adubos ou pesticidas após o plantio.

A localização dos pontos de coleta de solo dos talhões selecionados, obtida por GPS, estão apresentados na Quadro 1. As principais características dos solos coletados no talhão de 16 anos (Ponto 1), o qual foi utilizado na etapa definitiva, foram pH em água: 3,7; matéria orgânica: 56 g kg⁻¹ fósforo: 4,0 mg L⁻¹, potássio: 25 mg L⁻¹; cálcio trocável 0,2 cmol_cL⁻¹; magnésio trocável: 0,2 cmol_cL⁻¹. A caracterização química e mineralógica de cada um dos solos coletados, analisadas pelo Laboratório de Análises do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS, estão apresentadas no Apêndice 1. Na Figura 1 pode ser visualizado o perfil do solo da área reflorestada com *Pinus taeda* onde foram feitas as coletas de material.



Figura 1: Solo do talhão de *Pinus taeda* de 16 anos, próximo à área de coleta de material para o experimento. Três Barras (SC). 2000.

A camada de serrapilheira em cada um dos talhões foi quantificada em campo para subsidiar os experimentos em laboratório e está apresentada no Apêndice 2.

Na Figura 2 pode-se observar a densa camada de serrapilheira, promovendo a cobertura completa do solo, existente na área de reflorestamento de *Pinus taeda*.



Figura 2: Reflorestamento de *Pinus taeda* de 16 anos mostrando uma densa camada de serrapilheira cobrindo o solo – Três Barras (SC), 2000.

Quadro 1: Localização e descrição dos pontos de coleta de solo e acículas para os trabalhos de laboratório.

PONTO	LOCALIZAÇÃO	DESCRIÇÃO
PONTO 1	26°07'71"S 050°19'01"W	<i>Pinus taeda</i> plantado em 1984 (16 anos)
PONTO 2	26°07'48"S 050°19'04"W	<i>Pinus taeda</i> plantado em 1980 (20 anos)

Antes da montagem dos experimentos, os solos foram secos ao ar e peneirados em malha 2 mm, retirando-se fragmentos de raízes e partículas de tamanho maiores que este.

3.2. Caracterização da lama de cal

A caracterização química da lama de cal foi executada pelo Laboratório de Análises do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS, cujas principais características químicas do resíduo seco a 75°C, são: pH (1:5): 10,7; carbono orgânico: 22 g kg⁻¹; cálcio: 18 g kg⁻¹; Magnésio: 0,86 g kg⁻¹ e umidade 29,7%. A caracterização química completa da lama de cal está apresentada no Apêndice 3.

Além da caracterização química, a lama de cal foi analisada quanto o seu poder de neutralização, através da determinação do índice PRNT (Poder Relativo de Neutralização Total), a sua Eficiência Relativa (ER%) e a faixa de PRNT para calcário agrícola, determinados através das metodologias descritas em Tedesco et al. (1995), cujos resultados estão apresentados nos Apêndices 4 e 5. O valor de PRNT obtido para este material foi de 79,04%, valor que foi utilizado para cálculo das doses a serem aplicadas ao solo, visando a elevação do pH.

Para uniformizar a aplicação a lama de cal foi seca e peneirada em malha de 1mm previamente à adição aos tratamentos.

3.3. Amostragens de solo e acículas

As amostragens de solo para análises e para montagem dos experimentos de laboratório foram realizadas na camada de 0-20 cm, coletando seis pontos de cada talhão, compondo uma amostra única.

A coleta das acículas foi feita recolhendo-se o material compreendido na camada superficial da serrapilheira, ou camada "L", e que se caracteriza por ser composta por folhas recém caídas e ainda não decompostas (Correia & Andrade, 1999).

Na Figura 3 pode ser observada a camada de serrapilheira e o solo sob floresta de *Pinus taeda* nos locais de coleta de material, do talhão de 16 anos de idade.



Figura 3: Detalhe do solo e da camada de serrapilheira da floresta de *Pinus taeda*, no local de amostragem do talhão de 16 anos. Três Barras (SC), 2000.

3.4 Etapa piloto

Para a etapa piloto, para cada um dos solos testados, foram empregados os tratamentos descritos na matriz apresentada no Quadro 2, que consistiram na utilização de duas doses de lama de cal visando elevar o pH do solo para 5,5 e 6,0; combinadas a

duas dosagens de nitrogênio e duas formas de manejo (resíduos incorporados ou na superfície do solo).

Quadro 2: Tratamentos realizados na etapa preliminar no solo do talhão de 16 anos e no solo do talhão de 20 anos.

Adição de lama de cal	Adição de Nitrogênio	Forma de aplicação
Sem correção	Sem N	Superfície*
		Incorporado
	40 kg ha ⁻¹ N	Superfície
		Incorporado
	80 kg ha ⁻¹ N	Superfície
		Incorporado
Correção para pH 5,5 Lama de cal=19t ha ⁻¹	Sem N	Superfície
		Incorporado
	40 kg ha ⁻¹ N	Superfície
		Incorporado
	80 kg ha ⁻¹ N	Superfície
		Incorporado
Correção para pH 6,0 Lama de cal=26t ha ⁻¹	Sem N	Superfície
		Incorporado
	40 kg ha ⁻¹ N	Superfície*
		Incorporado
	80 kg ha ⁻¹ N	Superfície
		Incorporado

* Tratamentos não realizados

A correção de pH do solo foi realizada através da adição de lama de cal valendo-se da tabela padrão para correção de solo contida em Tedesco et al. (1995) onde são recomendadas as dosagens de calagem a serem aplicadas em função do pH do solo medido na forma do índice SMP, e em função do valor de PRNT do corretivo a ser empregado. O índice SMP, também chamado de acidez potencial, representa os teores de hidrogênio e alumínio presentes no solo, e reflete a necessidade da carga de corretivo para aumento do pH do solo (Silva, 1999). O valor de SMP e está apresentado no

Apêndice 1 para cada tipo de solo. O valor do poder corretivo (PRNT), utilizado para calcular a dosagem a ser aplicada da lama de cal, está apresentado no Apêndice 5.

Com bases nestes valores, as doses de lama de cal aplicadas para elevação do pH do solo para pH 5,5 e 6,0 obtidas para ambos os solos foram:

- Solo 1 (Talhão de 16 anos): 6,8 g de lama de cal por kg de solo (base seca), que corresponde a 19,0 toneladas de lama de cal por hectare, para correção do pH do solo para 5,5 e 9,3 g de lama de cal por kg de solo (base seca), que corresponde a 26,0 toneladas de lama de cal por hectare para correção do pH do solo para 6,0.
- Solo 2 (talhão de 20 anos): 6,25 g de lama de cal por kg de solo (base seca), que corresponde a 19,0 toneladas de lama de cal por hectare, para correção do pH do solo para 5,5 e 8,55 g de lama de cal por kg de solo (base seca), que corresponde a 26,0 toneladas de lama de cal por hectare para correção do pH do solo para 6,0.

Deve-se destacar que, mesmo com as diferenças de pH SMP verificadas entre os solos (4,1 e 4,3 para os solos dos talhões de 16 e 20 anos, respectivamente), as quantidades de calcário a serem adicionadas foram iguais, por ficarem, estes valores, dentro da mesma faixa da tabela citada.

As doses de aplicação de nitrogênio foram obtidas através da recomendação de Silva (1999), para a cultura de *Pinus sp.*, tomando como base o teor de matéria orgânica dos solos. Assim, com base nestes valores, apresentados no Apêndice 1, a dose recomendada de nitrogênio para os solos de ambos os talhões foi de 40kg de nitrogênio por hectare. Entretanto, foi testado também o dobro desta dose (80kg ha⁻¹). O nitrogênio foi aplicado ao solo na forma de uréia em solução. Da mesma forma como ocorreu para a dosagem de calcário, os valores resultantes para aplicação de nitrogênio foram os mesmos, por estarem dentro da mesma faixa.

A quantidade de acículas a ser aplicada em cada solo foi calculada com base nos valores levantados no campo para cada um dos talhões, que estão apresentados no Apêndice 2. Desta forma, foram adicionados 15,5 g de acículas por kg de solo (base seca) nos tratamentos do talhão 1 e 13,7 g de acículas por kg de solo (base seca) nos tratamentos do talhão 2. Para facilitar o manuseio, precisão das medições de massa e padronização do tamanho dos fragmentos, as acículas foram trituradas até partículas de 1mm.

Nos tratamentos em que a forma de aplicação dos resíduos foi feita através da incorporação ao solo, a lama de cal e as acículas foram misturadas ao volume total de solo contido dentro do frasco de incubação.

O experimento de bancada foi montado em frascos de vidro de 2000 mL com tampa de fechamento hermético. Em cada um foi colocado 200 g de solo (como solo seco), mas com a umidade corrigida para 50% da capacidade de campo do solo. A duração do experimento foi de 56 dias (8 semanas).

Os parâmetros acompanhados nesta fase do experimento foram o pH final do solo e a atividade da microbiota do solo, através da captura do CO₂ liberado com NaOH, e quantificado por titulometria de neutralização, seguindo a técnica descrita por Stotzky (1965). As análises de CO₂ foram realizadas em 1, 2, 4, 7, 14, 28, 35, 42, 49 e 56 dias após o início do experimento.

3.5. Etapa confirmatória

Para a etapa confirmatória, estabelecida após os resultados da etapa piloto, foram montados os tratamentos contidos na matriz apresentada no Quadro 3.

Quadro 3: Tratamentos realizados na etapa definitiva no solo do talhão de 16 anos.

Adição de lama de cal	Adição de Nitrogênio	Forma de aplicação	Acículas
Sem correção	Sem N	Superfície	Sem acícula
			Com acícula
		Incorporado	Sem acícula*
			Com acícula
	40 kg ha ⁻¹ N	Superfície	Sem acícula
			Com acícula
		Incorporado	Sem acícula*
			Com acícula
	80 kg ha ⁻¹ N	Superfície	Sem acícula
			Com acícula
		Incorporado	Sem acícula*
			Com acícula
Correção para pH 5,5 Lama de Cal LC=19t ha ⁻¹	Sem N	Superfície	Sem acícula
			Com acícula
		Incorporado	Sem acícula
			Com acícula
	40 kg ha ⁻¹ N	Superfície	Sem acícula
			Com acícula
		Incorporado	Sem acícula
			Com acícula
	80 kg ha ⁻¹ N	Superfície	Sem acícula
			Com acícula
		Incorporado	Sem acícula
			Com acícula
Correção para pH 6,0 Lama de cal LC=26t ha ⁻¹	Sem N	Superfície	Sem acícula
			Com acícula
		Incorporado	Sem acícula
			Com acícula
	40 kg ha ⁻¹ N	Superfície	Sem acícula
			Com acícula
		Incorporado	Sem acícula
			Com acícula
	80 kg ha ⁻¹ N	Superfície	Sem acícula
			Com acícula
		Incorporado	Sem acícula
			Com acícula

* Tratamentos não incluídos no experimento.

Nesta etapa do trabalho, foi utilizado apenas o solo coletado no talhão 1, povoado com *Pinus taeda* de 16 anos.

A exemplo do que foi realizado no experimento piloto, as dosagens aplicadas de lama de cal para correção do pH do solo e adubação nitrogenada seguiram as tabelas padrão contidas em Tedesco et al. (1995) e Silva (1999), respectivamente, levando-se em consideração as características do solo e da lama de cal, apresentadas nos Apêndices 1 e 5, respectivamente. Desta forma, as dosagens aplicadas foram:

- Aplicação de lama de cal para correção do pH do solo: 6,8 g de lama de cal por kg de solo (base seca), que corresponde a 19,0 toneladas de lama de cal por hectare, para correção do pH do solo para 5,5 e 9,3 g de lama de cal por kg de solo (base seca), que corresponde a 26,0 toneladas de lama de cal por hectare para correção do pH do solo para 6,0.
- Aplicação de adubação nitrogenada: foram usadas duas dosagens, 40 kg e 80 kg de nitrogênio por hectare, aplicado ao solo na forma de uréia em solução.

A quantidade de acícula triturada adicionada ao solo seguiu os valores apresentados no Apêndice 2, levando em consideração os dados levantados em campo, a exemplo do experimento preliminar.

Somados à aplicação de lama de cal e nitrogênio ao solo foram testados também tratamentos incorporando-se estes tratamentos ao solo e com e sem acícula.

O experimento de bancada foi montado em frascos de vidro de 2000 mL com tampa de fechamento hermético. Em cada um foi colocado 80 g de solo (como solo seco). Na montagem do experimento a umidade do solo foi corrigida para 50% da sua capacidade de campo, a fim de garantir a atividade biológica e os processos metabólicos, mas sem afetar a difusão do oxigênio entre os poros do solo. Para cada tratamento foram

realizadas réplicas extingüíveis para cada dia de análise, e três replicatas para cada uma. A duração do experimento foi de 90 dias.

Os parâmetros acompanhados nesta fase do experimento estão descritos nos itens a seguir.

3.6 Acompanhamento dos parâmetros

3.6.1 Análises químicas

Durante o experimento, foram acompanhadas as seguintes características químicas do solo em cada um dos tratamentos:

- a) pH do solo em água destilada (1:1) ou acidez ativa, determinada por potenciometria de eletrodo combinado;
- b) Índice SMP ou acidez potencial, determinada por potenciometria de eletrodo combinado com o solo, adicionando-se à mistura solo:água utilizada na análise de pH em água, 5 ml da solução SMP e determinando-se o pH novamente;
- c) Carbono orgânico total, pela técnica de Walkley-Black, que consiste da oxidação dos compostos orgânicos do solo com $K_2Cr_2O_7$ e da determinação pela titulação do excesso de $K_2Cr_2O_7$ com $FeSO_4$.
- d) Fósforo extraível; determinado por espectrometria de absorção após extração em solução ácida de HCl 0,05M + H_2SO_4 0,0125M e leitura no comprimento de onda de 660nm.
- e) Potássio e sódio trocáveis, determinados por emissão atômica no fotômetro de chama a partir da amostra extraída como descrito no item acima.
- f) Nitrogênio mineral, na forma de nitrato, determinado por potenciometria de íon seletivo na amostra extraída em solução de $CaCl_2$ 0,02M, seguida de centrifugação.

g) Metais: Cálcio, Magnésio, Cobre e Zinco trocáveis, avaliados por espectrofotometria de absorção atômica, após extração em KCl 1M.

Todos os procedimentos para a realização das análises químicas seguiram as metodologias descritas em Tedesco et al. (1995), exceto a determinação de nitrato, que foi realizada em potenciômetro Denver Modelo 225 acoplado a eletrodo de íon seletivo. As análises foram realizadas em cada uma das replicatas, no início e no final do experimento (90 dias), exceto as análises de pH que foram realizadas em 0, 30, 60 e 90 dias de experimento e as análises de nitrato, que foram realizadas somente no final do experimento (90 dias).

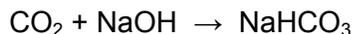
As soluções que exigiam padronização para análises quantitativas foram elaboradas segundo as técnicas descritas em Morita e Assumpção (1972).

Os metais cálcio e magnésio foram selecionados pela sua importância em processos de aplicação de corretivos de acidez no solo. Já os metais cobre e zinco foram incluídos entre as variáveis selecionadas por terem sido estes os metais que apresentaram concentrações mais altas entre os analisados na lama de cal.

As subamostragens de solo de cada tratamento para retirada de alíquotas de para as análises foram feitas após a homogeneização do solo, inclusive aqueles tratamentos onde as acículas e a lama de cal haviam sido aplicadas na superfície do solo.

3.6.2 Análises de respirometria

A atividade microbiológica do solo foi avaliada por respirometria, a qual foi realizada seguindo a técnica descrita por Stotzky (1965) que consiste na captura do CO₂ liberado da mineralização do material orgânico em uma solução de NaOH 1mol L⁻¹, mantida em um pequeno recipiente dentro do frasco hermético, contendo 10 ml desta solução. A captura do CO₂ se dá pela reação química apresentada abaixo:



Após o período incubação, a solução de NaOH foi adicionada de 5 mL de BaCl₂ 1 mol L⁻¹. O NaHCO₃ formado é calculado através da determinação do NaOH excedente na solução, por titulometria de neutralização com HCl 1 mol L⁻¹.

O C-CO₂ liberado é calculado através da seguinte fórmula, descrita em Stotzky (1965):

$$\text{mg C-CO}_2 = (B - V) \times M \times E$$

Onde:

B = Volume de HCl necessário para titular o excedente de NaOH da prova em branco;

V = Volume necessário para titular o excedente de NaOH da amostra;

E = peso equivalente do carbono (6).

M = Molaridade do ácido

As análises de CO₂ foram realizadas em 2, 7, 15, 30, 45, 60, 75 e 90 dias após o início do experimento.

3.6.3 Análises da biomassa microbiana

As análises da biomassa microbiana foram realizadas através da técnica irradiação-extração, descrita em Ferreira, et al. (1999), e que consiste na determinação da diferença entre o teor de nitrogênio total na amostra e o teor de nitrogênio após a irradiação da mesma amostra em microondas. O tempo de irradiação das amostras foi calculado de forma a fornecer energia equivalente a 1,62x10⁵ J. Os compostos

nitrogenados são recuperados com uma solução extratora de K_2SO_4 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$. O cálculo do nitrogênio presente na biomassa foi efetuado pela seguinte equação:

$$N_{mic} (\mu\text{g g}^{-1} \text{ solo}) = (N_{ti} - N_{to})/K_n$$

Onde:

N_{mic} = nitrogênio da biomassa microbiana do solo;

N_{ti} = Nitrogênio total da amostra irradiada;

N_{to} = Nitrogênio total da amostra não irradiada;

K_n = 0,54 (fator de correção proposto por Brookes et al., 1985)

3.6.4. Análises da população microbiana

A população microbiana do solo de cada tratamento foi analisada através de contagem em meio sólido utilizando a técnica de diluições sucessivas. De cada frasco, foram retiradas amostras de 10g de solo que foram dispersas em 95 ml de água estéril. A partir desta suspensão foram realizadas as demais diluições e delas retiradas alíquotas para semeadura nos meios de cultura para cada grupo microbiano.

Para contagem de fungos foi utilizado o meio de Martin (Menzies, 1965) e para quantificação de actinomicetos foi utilizado o meio Jansen (Clark, 1965). Para contagem de bactérias foi utilizado o meio Thornton, descrito por Parkinson et al. (1971). Foram utilizadas três placas por diluição e três diluições para cada grupo de organismos. Após a inoculação, as placas foram incubadas a 28°C . As contagens de bactérias foram efetuadas após 5 dias de incubação e para fungos e actinomicetos as placas foram incubadas por 7 dias antes das leituras.

3.6.5. Avaliações de toxicidade com *Vibrio fischeri*.

As avaliações de toxicidade foram realizadas com a lama de cal e com o solo que recebeu adição deste resíduo para a bactéria *Vibrio fischeri*, mas não para todos os conjuntos envolvidos na etapa definitiva. Foram testadas amostras de solo que receberam lama de cal nas doses de 19 t ha⁻¹ e 26 t ha⁻¹. Além destas, foram simuladas dosagens não avaliadas nos experimentos de bancada que corresponderam a 5 e 10 vezes a dose de 26 t ha⁻¹, ou seja, 130 t ha⁻¹ e 260 t ha⁻¹, visando uma avaliação dos possíveis efeitos tóxicos decorrentes de uma eventual superaplicação.

Os testes de toxicidade com *Vibrio fischeri* utilizaram o sistema Microtox® e seguiram os procedimentos descritos no manual do aparelho (Azur environmental, 1995), complementados por solubilização da amostra de solo em água destilada (1:4), seguida de centrifugação (6000 rpm) e ajuste osmótico. Os testes foram conduzidos com quatro diluições sucessivas a partir desta solução (CETESB, 2001a).

A metodologia do teste consiste em expor uma suspensão de uma cultura de bactérias da espécie *Vibrio fischeri* a diferentes concentrações da amostra. A toxicidade é medida em termos de redução da luminescência emitida naturalmente pela bactéria. A concentração efetiva da amostra que causa 50% do efeito medido (CE50) é obtida em leituras após 5 e 15 minutos de exposição (Azur Environmental, 1995). A luminescência é medida no sistema Microtox®, que consiste de um fotômetro com controle de tempo e temperatura integrado a um computador para compilação dos dados e cálculo dos resultados.

As condições do teste de toxicidade com *Vibrio fischeri* estão resumidas no Quadro 4.

O controle do teste é feito mantendo-se um grupo de organismos sob as mesmas condições daqueles expostos à amostra, mas apenas com o meio apropriado, isento de

qualquer contaminante. Além disso, cada teste ou lote de testes deve ser acompanhado de um teste de sensibilidade com uma substância de referência padrão, que tem sua toxicidade conhecida, para verificar se os organismos estão respondendo dentro da faixa de sensibilidade previamente estabelecida para as condições de laboratório. Para o teste com *Vibrio fischeri*, a substância padrão utilizada foi o sulfato de cobre. O teste é considerado válido quando a resposta (CE50) à exposição a esta substância estiver dentro da faixa de sensibilidade prevista.

São consideradas tóxicas amostras que, diluídas ou não, causam efeitos em 50% dos organismos-teste em qualquer concentração. São consideradas não tóxicas amostras que, sem qualquer diluição, ou seja, na concentração 100% não apresentam efeitos adversos superior ao limite de aceitação para o controle.

Quadro 4: Condições do teste de toxicidade com *Vibrio fischeri*

PARÂMETRO	Condição estabelecida
TIPO DE TESTE	Agudo, estático, sem renovação.
ÁGUA DE DILUIÇÃO	NaCl 2%
FRASCO TESTE	Cubeta de borossilicato
VOLUME DE SOLUÇÃO	1 mL
Nº DE ORGANISMOS/FRASCO	Suspensão de células (1 milhão de bactérias)
Nº DE RÉPLICAS	1
LUMINOSIDADE	Sem luz
FOTOPERIODISMO	Não tem
TEMPERATURA	15 °C
AGITAÇÃO	Não tem
TEMPO DE EXPOSIÇÃO	5 e/ou 15 minutos
PARÂMETRO FINAL DE AVALIAÇÃO	Inibição da emissão de luminescência
LEITURA	Fotômetro de absorção de luz (MICROTOX 500)
EXPRESSÃO DOS RESULTADOS	CE50 _{5minutos} e/ou CE50 _{15minutos}
CÁLCULO ESTATÍSTICO	Programa computacional do próprio equipamento
SUBSTÂNCIA DE REFERÊNCIA	Sulfato de cobre

3.6.6. Avaliações estatísticas

Para a comparação dos resultados obtidos entre os tratamentos foi utilizado o procedimento de análise de variância (ANOVA), seguido do teste de Tukey que permite comparações entre todos os tratamentos. Quando o conjunto de dados não permitiu a utilização deste teste, como nas comparações das populações de microrganismos, por não ser paramétrico, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis, como alternativa. Ambos os procedimentos foram testados com probabilidade de 5%.

Além disso, foram realizadas análises de correlação entre os fatores acompanhados no experimento.

Para o conjunto de dados do experimento preliminar, não foram executadas análises estatísticas por não terem sido feitas réplicas dos tratamentos executados.

4. RESULTADOS

4.1 Resultados das avaliações na etapa piloto

4.1.1 Valores de pH do solo

Na Tabela 1 podem ser visualizados os valores de pH obtidos nos solos de cada um dos tratamentos conduzidos na etapa piloto, ao final do período de incubação (56 dias).

Tabela 1: Valores de pH em cada tratamento nos solos dos dois talhões de *Pinus taeda*, após 56 dias de incubação.

Tratamento Lama de cal	Talhão de 16 anos			Talhão de 20 anos		
	0kg ha ⁻¹ N	40kg ha ⁻¹ N	80 kg ha ⁻¹ N	0kg ha ⁻¹ N	40kg ha ⁻¹ N	80 kg ha ⁻¹ N
0t LC ha ⁻¹ incorporado	4,0	3,8	3,8	4,8	4,5	4,3
0t LC ha ⁻¹ superficial	3,8	3,8	3,8	NR	4,3	4,2
19t LC ha ⁻¹ incorporado	5,2	5,4	5,4	5,4	5,3	5,6
19t LC ha ⁻¹ superficial	5,1	5,3	5,6	4,8	5,3	5,1
26t LC ha ⁻¹ incorporado	5,4	5,8	5,9	5,6	5,9	6,0
26 tLC ha ⁻¹ superficial	5,6	4,7	4,9	NR	5,0	5,2
Solo	3,7			4,2		

NR: Não realizado

Os resultados obtidos indicaram que os valores de pH do solo nos tratamentos com adição de lama de cal foram superiores aqueles sem este componente. No solo do talhão de 16 anos, os tratamentos que receberam lama de cal na dose de 19 t ha⁻¹,

apresentaram uma média de pH 5,3 unidades, e nos tratamentos que receberam a dose de 26 t ha⁻¹ o pH final ficou numa média de 5,2 contra a média de pH dos solos dos tratamentos sem adição de lama de cal, que foi de 3,8 unidades, em média. Já para o solo do talhão de 20 anos, o pH dos solos nos tratamentos com correção foi de 5,2 e 5,5 unidades, em média, para os tratamentos com 19t e 26t de lama de cal por hectare, respectivamente, contra um pH dos solos deste talhão sem tratamento de 4,4 unidades, em média.

4.1.2 Análises de respirometria

Os resultados das análises de atividade microbiana realizadas na etapa piloto estão apresentados nas Figuras 4 e 5, onde podem ser visualizados os valores de C-CO₂ acumulados ao final do período de incubação (56 dias), para cada um dos solos estudados. Estes valores também estão apresentados, na forma de tabela, no Apêndice 6.

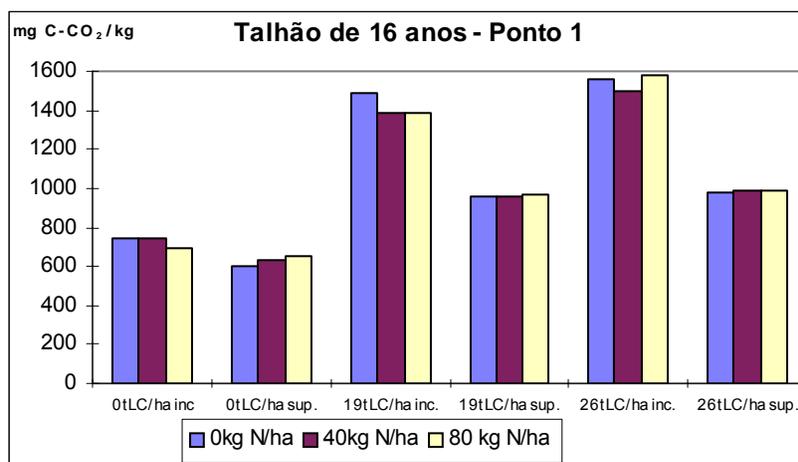


Figura 4: Valores acumulados de C-CO₂, em mg kg⁻¹ de solo seco do talhão de *Pinus taeda* de 16 anos de idade, em cada um dos tratamentos, após 56 dias de incubação.

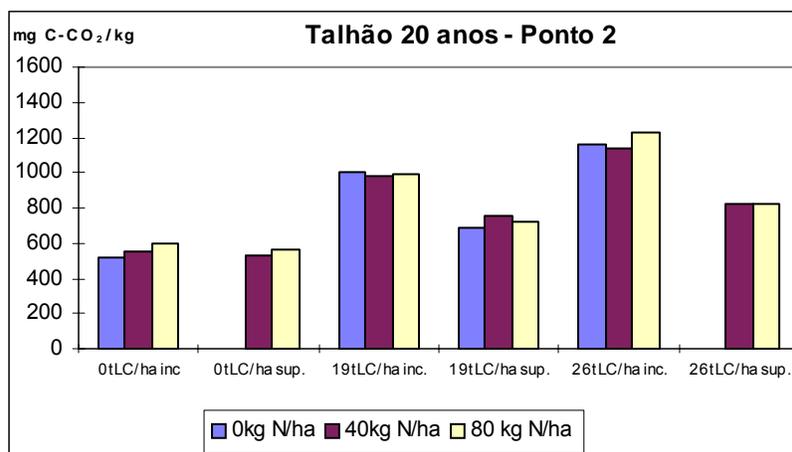


Figura 5: Valores acumulados de C-CO₂, em mg kg⁻¹ de solo seco do talhão de *Pinus taeda* de 20 anos de idade, em cada um dos tratamentos, após 56 dias de incubação.

A quantidade de C-CO₂ apurada no final do experimento foi, em média, de 1044,8 mg kg⁻¹ de solo para o talhão 1 e de 807,13 mg kg⁻¹ de solo para o talhão 2.

Os valores acumulados de C-CO₂ liberado nos tratamentos com lama de cal para correção do pH foram maiores do que aqueles sem correção. O C-CO₂ liberado foi, em média, 80,7% e 71,9% superior nos tratamentos que tiveram aplicação da lama de cal, em relação àqueles que não receberam o resíduo, ao final do experimento, nos solos do talhão de 16 anos e 20 anos, respectivamente. Assim, observou-se que existe uma tendência de aumento da taxa de respiração em resposta à adição da lama de cal e que esta resposta foi maior no talhão de 16 anos do que no talhão de 20 anos.

Nos tratamentos que receberam doses de nitrogênio, não foram observadas tendências de incrementos na taxa de respiração.

O sistema de manejo que incorporou a lama de cal, as acículas e o nitrogênio ao solo apresentou uma tendência de atividade maior do que aqueles em que estes foram mantidos na superfície.

4.2. Resultados da etapa confirmatória

Os resultados da etapa confirmatória estão apresentados agrupados por sistemas de manejo a que foram submetidos os tratamentos, com lama de cal e acícula na superfície, com lama de cal e acícula incorporados ao solo, sem acícula e lama de cal na superfície e sem acícula e lama de cal incorporada ao solo.

4.2.1. Análises de parâmetros químicos do solo

Os resultados das análises químicas dos solos, submetidos aos diferentes tratamentos, avaliados no início e no final do período de incubação, estão apresentados nas Tabelas de 2 a 5 onde estão contidos os parâmetros: pH em água, carbono orgânico, nitrato, fósforo e cálcio. Nos Apêndices 7 a 10 estão apresentados os resultados dos parâmetros pH SMP, potássio, magnésio, cobre e zinco.

Tabela 2: Parâmetros químicos do solo nos tratamentos com lama de cal e acícula na superfície – média das três replicações.

Tratamentos	pH água		C. org. (g kg ⁻¹)		NO ₃ ⁻ (mgkg ⁻¹)	Na (mg kg ⁻¹)		P (mg kg ⁻¹)		Ca (mg kg ⁻¹)	
	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90
0t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	3,8	3,7 a	3,41	3,86 b	67,8 ab	65	124 ab	1,9	1,8 a	0,9	0,9 a
0t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	3,8	3,8 a	3,12	3,86 b	80,2 b	55	116 ab	2,1	2,7 a	1,0	1,0 a
0t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	3,9	3,8 a	3,28	3,75 ab	74,7 b	51	113 ab	2,3	1,9 a	0,8	0,9 a
19t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,7	5,2 b	3,97	3,12 b	58,3 a	180	167 ab	7,4	4,0 ab	4,3	4,5 b
19t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	5,3	5,2 b	2,81	3,11 b	77,7 b	70	72 a	2,1	2,5 a	5,9	3,9 b
19t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,0	5,0 b	3,53	3,28 ab	89,7 bc	203	192 b	6,2	5,6 a	5,5	5,5 b
26t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,1	5,2 b	3,16	3,40 ab	71,5 ab	118	109 ab	6,6	7,2 c	6,6	6,5 b
26t LC ha ⁻¹ e 40Kg N ha ⁻¹	5,1	5,2 b	3,62	3,62 ab	72,3 ab	139	143 ab	4,0	6,5 bc	6,3	6,6 b
26t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,0	5,1 b	3,59	3,55 ab	83,7 b	120	128 ab	3,1	7,0 bc	6,9	6,7 b

LC=lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si à probabilidade de 5%.

Tabela 3: Parâmetros químicos do solo nos tratamentos com lama de cal e acícula incorporados ao solo – média das três replicações.

Tratamentos	pH água		C. org. (g kg ⁻¹)		NO ₃ ⁻ (mgkg ⁻¹)	Na (mg kg ⁻¹)		P (mg kg ⁻¹)		Ca (mg kg ⁻¹)	
	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90
0t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	3,9	3,9 a	33,8	42,7 d	51,2 a	51	129 ab	1,9	2,0 a	0,9	0,8 a
0t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	3,9	3,9 a	34,6	38,9 cd	51,6 a	48	117 a	1,9	2,2 a	3,1	0,8 a
0t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	3,9	3,8 a	33,5	37,3 bc	60,4 ab	69	111 a	2,3	2,0 a	0,9	0,9 a
19t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,3	5,4 b	29,8	31,5 a	70,2 b	190	210 c	9,5	7,8 c	6,1	7,0 b
19t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	5,6	5,4 b	31,4	32,5 a	83,8 b	197	226 c	5,2	3,7 ab	6,4	6,5 b
19t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,4	5,3 b	31,7	29,7 a	81,7 b	188	207 bc	4,1	4,2 ab	6,3	6,3 b
26t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,1	5,5 b	24,5	34,6 b	61,1 ab	159	152 abc	7,6	7,6 c	6,9	7,1 b
26t LC ha ⁻¹ e 40Kg N ha ⁻¹	5,3	5,4 b	36,7	34,9 b	66,8 ab	161	155 abc	3,8	6,4 bc	7,4	6,2 b
26t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,4	5,5 b	36,2	33,9 b	80,7 b	155	151 abc	4,5	5,8 bc	8,0	6,5 b

LC=lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si à probabilidade de 5%.

Tabela 4: Parâmetros químicos do solo nos tratamentos sem acícula e com lama de cal na superfície – média das três replicações.

Tratamentos	pH água		C. org. (g kg ⁻¹)		NO ₃ ⁻ (mgkg ⁻¹)	Na (mg kg ⁻¹)		P (mg kg ⁻¹)		Ca (mg kg ⁻¹)	
	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90
0t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	3,9	3,7 a	30,3	34,4 b	66,0 a	54	120 a	2,1	2,2 a	3,0	0,9 a
0t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	3,8	3,8 a	28,0	31,9 b	78,4 a	46	118 a	1,8	2,1 a	0,8	0,9 a
0t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	3,8	3,8 a	31,3	32,9 b	95,1	44	120 a	1,9	2,1 a	0,8	1,0 a
19t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,1	5,2 b	25,7	28,2 a	87,4 ab	68	91 a	2,6	2,6 a	2,6	3,3 b
19t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	4,5	4,9 b	28,0	30,2 b	97,9 b	208	124 a	4,9	6,8 a	5,5	6,5 c
19t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,7	5,1 b	29,8	24,9 a	96,8 b	301	210 a	6,1	5,3 a	3,6	6,8 c
26t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	4,9	5,4 b	33,0	30,5 b	87,4 ab	137	159 a	17,7	8,3 a	4,7	6,1 c
26t LC ha ⁻¹ e 40Kg N ha ⁻¹	4,8	5,4 b	36,2	29,6 ab	96,9 b	182	165 a	7,0	6,6 a	6,4	7,5 c
26t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,2	5,1 b	33,2	29,7 ab	102,0 b	141	135	4,4	5,3 a	5,5	6,5 c

LC=lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si à probabilidade de 5%.

Tabela 5: Parâmetros químicos do solo nos tratamentos sem acícula e com lama de cal incorporada ao solo – média das três replicações.

Tratamentos	pH água		C. org. (g kg ⁻¹)		NO ₃ ⁻ (mgkg ⁻¹)	Na (mg kg ⁻¹)		P (mg kg ⁻¹)		Ca (mg kg ⁻¹)	
	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90
19t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	4,8	5,2 a	30,8	30,4 a	74, a	115	125 a	6,7	6,5 a	6,2	6,3 a
19t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	4,8	5,2 a	31,3	31,2 a	96,5 b	130	130 ab	6,8	6,8 a	7,3	5,6 a
19t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	4,8	5,2 a	31,0	30,2 a	97,2 b	121	136 b	7,3	7,2 a	6,2	6,7 a
26t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,0	5,6 b	31,4	31,1 a	90,9 ab	118	132 ab	6,1	7,0 a	6,2	6,5 a
26t LC ha ⁻¹ e 40Kg N ha ⁻¹	5,4	5,6 b	33,4	29,9 a	105,0 b	128	134 ab	4,5	6,2 a	6,7	6,7 a
26t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,3	5,7 b	30,8	29,0 a	105,0 b	136	136 b	5,1	6,1 a	7,3	6,4 a

LC=lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si à probabilidade de 5%.

Os valores médios de pH em água, registrados ao final do experimento, para o conjunto de dados com aplicação de lama de cal na dose de 19t ha⁻¹ ficaram em 5,2 unidades, enquanto que para aqueles tratamentos com aplicação de lama de cal na dose de 26t ha⁻¹ o pH ficou em 5,4 unidades. Já para os tratamentos sem adição nenhuma de lama de cal o pH ficou em 3,8 unidades, em média. Os valores médios, máximos e mínimos do pH do solo (em água), ao longo do experimento, dos tratamentos com lama de cal, nas dosagens de 19 e 26 t ha⁻¹ e sem lama de cal estão apresentados na Figura 6.

Os valores de carbono orgânico, ao final do experimento, apresentaram uma média geral de 33 g kg⁻¹, com valores máximo e mínimos de 42,7 g kg⁻¹ e 24,9 g kg⁻¹, respectivamente. A média de valores de carbono orgânico para os tratamentos com aplicação de lama de cal foi de 30 e 32 g kg⁻¹, respectivamente, para os tratamentos com aplicação de 19 t ha⁻¹ e 26 t/ha⁻¹ de lama de cal, respectivamente. A média para os tratamentos sem aplicação de lama de cal foi em 37 g kg⁻¹.

Os teores médios de nutrientes presentes no solo ao final do experimento foram de 36,0 mg kg⁻¹ de potássio, 6,0 mg kg⁻¹ de fósforo e 84,3 mg kg⁻¹ de nitrato, para os

tratamentos que receberam aplicação de lama de cal. Para os tratamentos sem aplicação de lama de cal as médias para estes parâmetros foram de 36,8 mg kg⁻¹ de potássio, 2,1 mg kg⁻¹ de fósforo e 69,5 mg kg⁻¹ de nitrato.

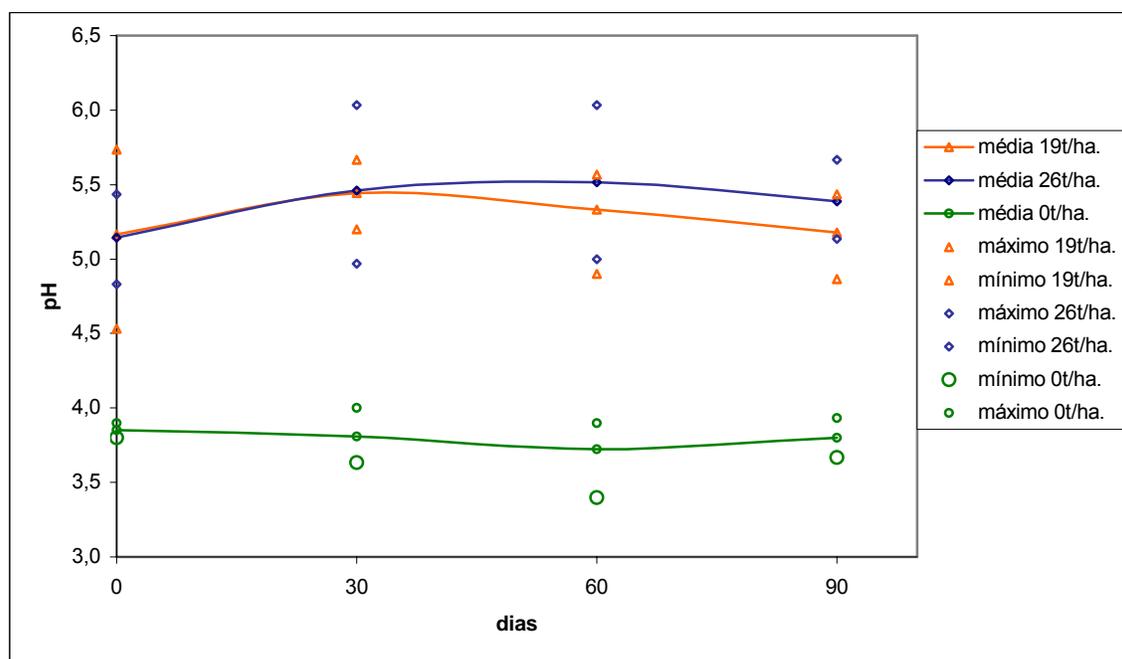


Figura 6: Valores de pH do solo nos tratamentos com lama de cal nas dosagens de 19 e 26 t ha⁻¹ e sem lama de cal.

Os teores médios de metais no solo ao final do experimento, foram de 149,5 mg kg⁻¹ de sódio, 6,2 mg kg⁻¹ de cálcio, 0,4 mg kg⁻¹ de magnésio, 1,4 mg kg⁻¹ de cobre e 2,3 mg kg⁻¹ de zinco, para os tratamentos que tiveram aplicação de lama de cal. Para os tratamentos que não tiveram aplicação de lama de cal, os valores médios de metais foram de 118,7 mg kg⁻¹ de sódio; 0,9 mg kg⁻¹ de cálcio, 0,2 mg kg⁻¹ de magnésio; 1,8 mg kg⁻¹ de cobre e 3,4 mg kg⁻¹ de zinco.

Na tabela 6 estão apresentados os resultados de correlações entre os parâmetros químicos do solo acompanhados durante o experimento.

Tabela 6: Coeficientes de correlação entre os parâmetros químicos ao final do experimento .

	pH	NO ₃	C. org.	K	Na	P	Ca	Mg	Cu	Zn
pH	1									
NO ₃	0,43	1								
C org.	-0,57	-0,66	1							
K	0,01	0,00	0,22	1						
Na	0,36	0,19	-0,26	0,16	1					
P	0,70	0,39	-0,39	0,31	0,44	1				
Ca	0,85	0,43	-0,50	0,11	0,35	0,65	1			
Mg	0,38	-0,22	-0,11	0,14	0,26	0,29	0,38	1		
Cu	-0,49	-0,43	0,55	0,15	-0,33	-0,33	-0,57	-0,20	1	
Zn	-0,33	-0,28	0,25	0,06	0,07	-0,33	-0,36	-0,31	0,13	1

As análises de correlação entre os parâmetros químicos monitorados no solo indicaram que o pH do solo apresentou correlação positiva com cálcio (0,85); fósforo (0,70); nitrato (0,43), magnésio (0,38) e sódio (0,36), sendo que apenas o primeiro apresentou significância. Os coeficientes de correlação foram utilizados apenas para indicar a tendência de comportamento entre os parâmetros analisados.

4.2.2 Resultados das análises de respirometria

Os resultados das análises de respirometria, que refletem a atividade microbiana e a taxa de mineralização do material orgânico, estão apresentados nas Figuras 7 a 10, que resumem os valores acumulados obtidos ao final do acompanhamento do experimento definitivo. Os mesmos valores estão apresentados nos Apêndices 11 a 14, porém na forma de tabelas, onde constam também os valores obtidos ao longo do

período de acompanhamento do experimento, e os resultados da análise estatística para estes conjuntos de dados.

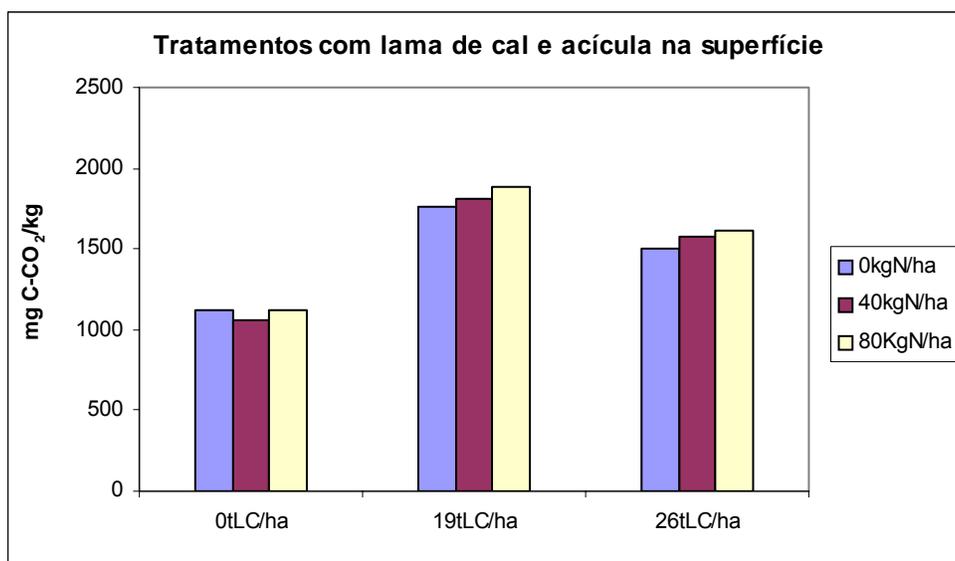


Figura 7: Valores acumulados de C-CO₂ ao final do experimento nos tratamentos com lama de cal e acícula na superfície do solo.

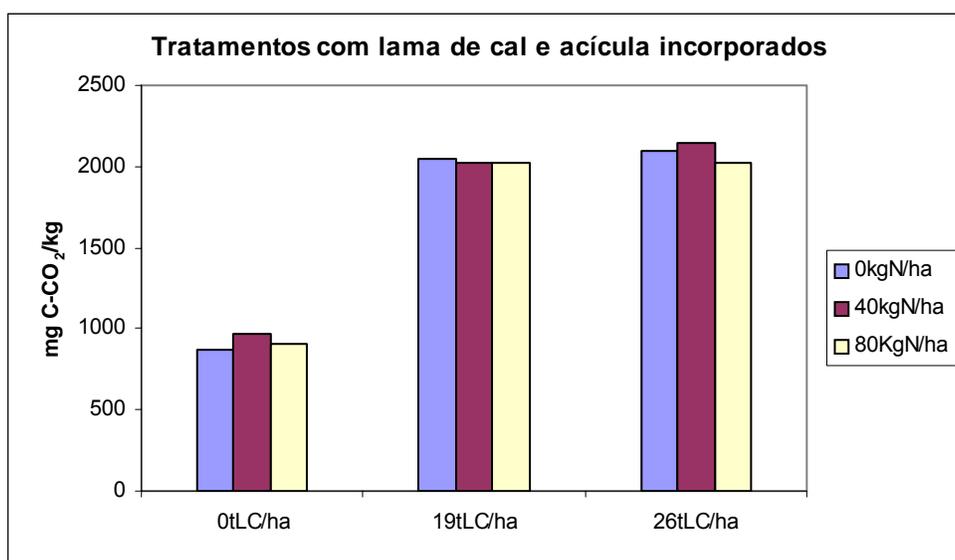


Figura 8: Resultados acumulados de C-CO₂ ao final do experimento nos tratamentos com lama de cal e acícula incorporados ao solo.

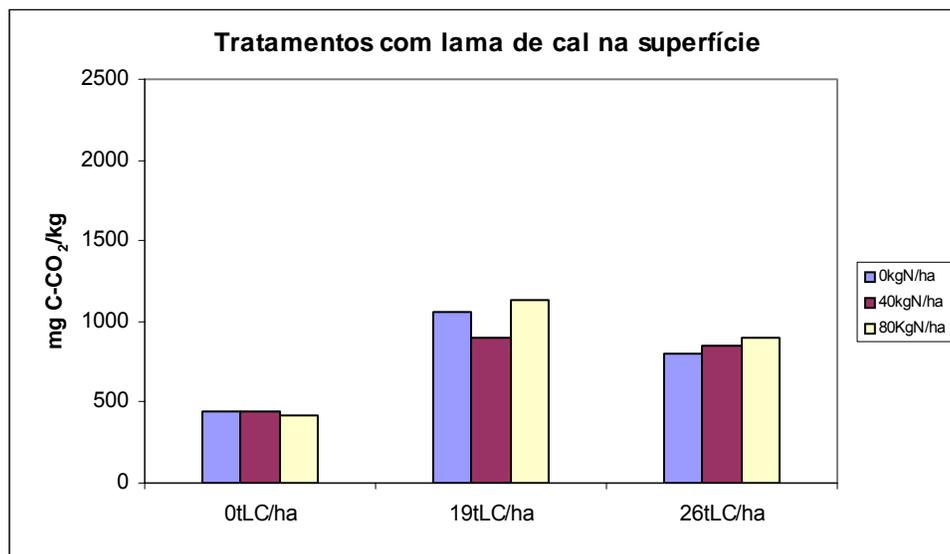


Figura 9: Resultados acumulados de C-CO₂ ao final do experimento nos tratamentos sem acícula e lama de cal na superfície do solo.

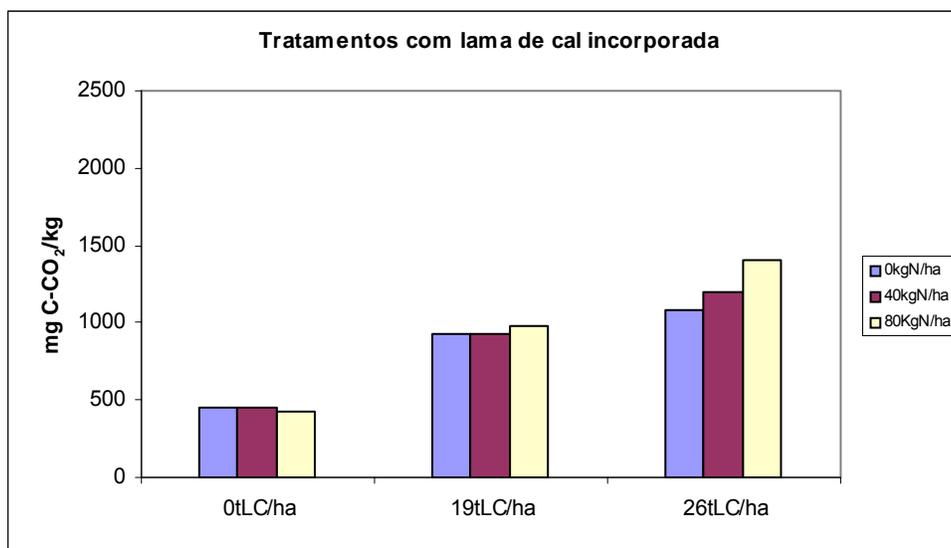


Figura 10: Resultados acumulados de C-CO₂ ao final do experimento nos tratamentos sem acícula e lama de cal incorporados ao solo.

Os maiores valores de C-CO₂ acumulado ao final do experimento foram verificados nos tratamentos com aplicação de lama de cal e acícula incorporados ao solo (Figura 8), cujo valor médio ao final do experimento foi de 2057,2 mg C-CO₂ kg⁻¹ solo, com extremos de 2021,3 a 2139,3 mg C-CO₂ Kg⁻¹ de solo. O conjunto que apresentou a menor liberação de CO₂ foi dos tratamentos sem acícula e sem lama de cal, sem incorporação, cuja média, ao final do experimento foi de 438,5 mg C-CO₂ kg⁻¹ de solo.

A média geral dos tratamentos com aplicação de lama de cal foi de 1443,1 mg C-CO₂ kg⁻¹ de solo, enquanto a dos tratamentos sem aplicação de lama de cal foi de 818,4 mg C-CO₂ kg⁻¹ de solo.

Os tratamentos com acícula tiveram uma liberação de 1586,2 mg C-CO₂ kg⁻¹ de solo ao final do experimento, a qual foi maior do que a média de para os tratamentos em que não foi adicionada a acícula, cuja média foi de 896,7 mg C-CO₂ kg⁻¹ de solo.

4.2.3 Resultados das avaliações da biomassa microbiana

Os resultados das avaliações da biomassa microbiana, na forma de nitrogênio contido na biomassa estão apresentados nas tabelas 7 a 10, que contêm, cada uma os resultados das análises no início e no final do experimento, para cada grupo de tratamento.

Tabela 7: Avaliação da biomassa microbiana nos tratamentos com lama de cal e acícula na superfície, no início (dia 0) e no final do experimento (dia 90).

Tratamentos	Biomassa (µgN g ⁻¹ de solo)	
	Dia 0	Dia 90
0t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	24,94	30,93

0t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	22,82	29,91
0t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	23,10	25,41
19t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	20,36	23,89
19t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	25,93	27,82
19t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	23,02	28,51
26t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	20,89	24,41
26t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	22,18	26,87
26t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	20,76	29,48

LC=Lama de cal

Tabela 8: Avaliação da biomassa microbiana nos tratamentos com lama de cal e acícula incorporados, no início (dia 0) e no final do experimento (dia 90).

Tratamentos	Biomassa ($\mu\text{gN g}^{-1}$ de solo)	
	Dia 0	Dia 90
0t LC ha^{-1} e 0kg N ha^{-1}	22,85	28,70
0t LC ha^{-1} e 40kg N ha^{-1}	18,07	22,81
0t LC ha^{-1} e 80kg N ha^{-1}	24,45	29,05
19t LC ha^{-1} e 0kg N ha^{-1}	27,96	25,33
19t LC ha^{-1} e 40kg N ha^{-1}	18,69	31,33
19t LC ha^{-1} e 80kg N ha^{-1}	25,54	23,24
26t LC ha^{-1} e 0kg N ha^{-1}	29,85	28,08
26t LC ha^{-1} e 40Kg N ha^{-1}	20,67	22,32
26t LC ha^{-1} e 80kg N ha^{-1}	26,86	30,60

LC=Lama de cal

Tabela 9: Avaliação da biomassa microbiana nos tratamentos com lama de cal na superfície e sem acícula, no início (dia 0) e no final do experimento (dia 90).

Tratamentos	Biomassa ($\mu\text{gN g}^{-1}$ de solo)	
	Dia 0	Dia 90
0t LC ha^{-1} e 0kg N ha^{-1}	21,97	28,12
0t LC ha^{-1} e 40kg N ha^{-1}	24,76	25,18
0t LC ha^{-1} e 80kg N ha^{-1}	22,62	24,11
19t LC ha^{-1} e 0kg N ha^{-1}	18,06	25,29
19t LC ha^{-1} e 40kg N ha^{-1}	20,48	26,28
19t LC ha^{-1} e 80kg N ha^{-1}	25,05	26,00
26t LC ha^{-1} e 0kg N ha^{-1}	22,27	23,26
26t LC ha^{-1} e 40Kg N ha^{-1}	23,09	23,89
26t LC ha^{-1} e 80kg N ha^{-1}	23,56	25,53

LC=Lama de cal

Tabela 10: Avaliação da biomassa microbiana nos tratamentos com lama de cal incorporados e sem acícula, no início (dia 0) e no final do experimento (dia 90).

Tratamentos	Biomassa ($\mu\text{N g}^{-1}$ de solo)	
	Dia 0	Dia 90
19t LC ha^{-1} e 0kg N ha^{-1}	24,38	27,09
19t LC ha^{-1} e 40kg N ha^{-1}	21,07	24,87
19t LC ha^{-1} e 80kg N ha^{-1}	19,68	28,10
26t LC ha^{-1} e 0kg N ha^{-1}	26,27	24,87
26t LC ha^{-1} e 40Kg N ha^{-1}	20,74	26,98
26t LC ha^{-1} e 80kg N ha^{-1}	23,86	24,09

LC=Lama de cal

Os valores de nitrogênio presente na biomassa, avaliados nos diferentes tratamentos não apresentaram diferenças significativas estatisticamente entre si, ao final do experimento. O valor médio para a biomassa microbiana, contemplando todos os tratamentos, no início do experimento foi de $22,92\mu\text{N g}^{-1}$ de solo, com um valor mínimo de $13,37\mu\text{N g}^{-1}$ de solo e um máximo de $35,75\mu\text{N g}^{-1}$ de solo. Já para o conjunto de dados do final do experimento (90dias) o valor médio foi de $26,44\mu\text{N g}^{-1}$ de solo, com um valor mínimo de $17,11\mu\text{N g}^{-1}$ de solo e um máximo de $38,0\mu\text{N g}^{-1}$ de solo.

4.2.4. Resultados das avaliações da população microbiana do solo

Os resultados das avaliações da população microbiana no solo sob os diferentes tratamentos, realizadas no final do experimento (dia 90), estão apresentados nas tabelas 11 a 14, agrupados em grandes grupos de microrganismos (bactérias, fungos e actinomicetos).

Tabela 11: Avaliações da população microbiana nos tratamentos com lama de cal e acícula na superfície, no final do experimento, média de três replicações.

Tratamentos	UFC x 10 ⁵ por g de solo		
	Bactérias	fungos	actinomicetos
0t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	15,87 a	18,61 cb	4,04 a
0t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	7,21 a	24,10 cd	2,60 a
0t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	11,54 a	29,44 d	3,17 a
19t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	118,3 ab	10,82 ab	27,42 ab
19t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	101,0 ab	6,64 a	43,29 b
19t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	90,91 a	8,95 a	16,45 ab
26t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	330,4 c	17,89 bc	53,39 b
26t LC ha ⁻¹ e 40Kg N ha ⁻¹	251,1 bc	14,43 ab	28,86 b
26t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	375,2 c	6,64 a	43,29 b

LC=Lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey à probabilidade de 5%.

Tabela 12: Avaliações da população microbiana nos tratamentos com lama de cal e acícula incorporados, no final do experimento.

Tratamentos	UFC x 10 ⁵ por g de solo		
	Bactérias	fungos	actinomicetos
0t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	59,16 ab	41,70 a	5,77 a
0t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	90,91 ab	39,54 a	8,51 ab
0t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	54,83 ab	35,79 a	6,49 a
19t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	37,52 a	16,16 b	38,96 bcd
19t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	17,32 a	1,88 c	7,65 ab
19t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	27,42 a	12,41 b	28,86 abc
26t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	80,81 ab	19,05 b	31,17 abc
26t LC ha ⁻¹ e 40Kg N ha ⁻¹	56,28 ab	8,80 bc	40,40 cd
26t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	145,7 b	16,31 b	69,26 d

LC=Lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey à probabilidade de 5%.

Tabela 13: Avaliações da população microbiana nos tratamentos com lama de cal na superfície e sem acícula, no final do experimento.

Tratamentos	UFC x10 ⁵ por g de solo		
	Bactérias	fungos	actinomicetos
0t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	76,48 ab	4,47 a	6,78 a
0t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	249,6 bc	4,47 a	5,20 a
0t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	36,08 a	2,31 a	8,22 a
19t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	15,87 a	5,05 a	6,35 a
19t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	8,66 a	4,76 a	8,80 a
19t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	27,42 a	3,17 a	4,62 a
26t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	428,6 c	3,61 a	15,30 a
26t LC ha ⁻¹ e 40Kg N ha ⁻¹	144,3 ab	4,62 a	47,62 b
26t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	161,6 ab	2,74 a	15,87 a

LC=Lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey à probabilidade de 5%.

Tabela 14: Avaliações da população microbiana nos tratamentos com lama de cal incorporada e sem acícula, no final do experimento.

Tratamentos	UFC x 10 ⁵ por g de solo		
	Bactérias	fungos	actinomicetos
19t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	72,15 a	5,34 a	6,35 a
19t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	17,32 b	1,59 b	3,03 a
19t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	17,32 b	3,17 ab	6,06 a
26t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	38,96 ab	3,17 ab	20,20 b
26t LC ha ⁻¹ e 40Kg N ha ⁻¹	14,43 b	2,02ab	12,27 ab
26t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	41,85 ab	1,01 b	11,54 ab

LC=Lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey à probabilidade de 5%.

A média da população bacteriana no solo após 90 dias, considerando-se todos os tratamentos, foi de $111,3 \times 10^5$ UFC g⁻¹ solo, que foi o grupo mais numeroso nas amostras avaliadas, enquanto que a população média de fungos foi de $11,5 \times 10^5$ UFC g⁻¹

solo e a de actinomicetos foi de $19,3 \times 10^5$ UFC g⁻¹ solo, para este mesmo conjunto de dados.

4.2.5. Resultados das avaliações ecotoxicológicas com *Vibrio fischeri*

Os resultados das avaliações de toxicidade para *Vibrio fischeri* dos extratos aquosos da lama de cal, do solo e do solo com adição da lama de cal estão apresentados na Tabela 15. Os resultados obtidos no teste de sensibilidade estão apresentados na tabela 16.

Tabela 15: Avaliações da toxicidade dos extratos aquosos da lama de cal, do solo e dos tratamentos para *Vibrio fischeri*, em CE50.

TRATAMENTOS	AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE PARA A BACTÉRIA <i>Vibrio fischeri</i>					
	pH extrato	max. Conc ¹ .	CE50 5min	% efeito	CE50 15min	% efeito
Solo	3,52	90	34,41	83,2	44,14	88,4
Lama de cal	9,94	10	1,845	98,5	1,619	0
Solo e 19t LC ha ⁻¹	6,48	90	NT	0	NT	0
Solo e 26t LC ha ⁻¹	6,28	90	NT	0	NT	0
Solo e 130t LC ha ⁻¹	6,82	90	NT	0	NT	0
Solo e 260t LC ha ⁻¹	7,07	90	NT	0,2	NT	0
Solo com pH do extrato ajustado	7,62	81	NT	0	NT	0
Lama de cal com pH do extrato ajustado	7,27	81	NT	0	NT	0

CE50: Concentração Efetiva (que causou efeito) a 50% da população exposta.

NT: não tóxico para *Vibrio fischeri*.

LC=lama de cal

1-Máxima concentração testada do extrato aquoso, a partir da qual foram feitas as diluições sucessivas para as demais concentrações testadas.

Tabela 16: Resultado do teste de sensibilidade (referência) com *Vibrio fischeri* para Sulfato de Cobre.

Valor de Referência	CE50 _{15min}
Faixa aceitável para <i>Vibrio fischeri</i>	0,18 – 0,56 mg L ⁻¹
Resultado obtido neste estudo	0,3 mg L ⁻¹
Média histórica	0,37 mg L ⁻¹

CE50: Concentração de sulfato de cobre que causou efeito a 50% da população exposta.

O resultado do teste de sensibilidade para o sulfato de cobre foi de CE50_{15min}=0,3 mg L⁻¹, o que ficou dentro da faixa estabelecida para o teste (0,18 a 0,56 mg L⁻¹), indicando que a resposta do organismo estava adequada, validando os resultados obtidos nos testes realizados com o solo e com os resíduos.

As amostras de solo tratadas com lama de cal não apresentaram efeito tóxico para a bactéria *Vibrio fischeri*. Foi observada toxicidade no extrato de solo sem tratamento com lama de cal e no extrato da lama de cal. Estes dois testes foram repetidos com o pH dos respectivos extratos ajustados para a faixa adequada à este organismo. Nesta condição ambas as amostras não apresentaram toxicidade.

5 . DISCUSSÃO

5.1. Aplicação da lama de cal no solo

A aplicação da lama de cal ao solo promoveu o aumento do pH, diminuindo a sua acidez. Os solos dos tratamentos que receberam lama de cal apresentaram valores de pH significativamente superiores àqueles que não tiveram aplicação deste resíduo, como pode ser observado nas Tabelas 2 a 5. Estes resultados confirmam os obtidos no experimento piloto, onde a resposta do pH nos tratamentos com lama de cal foi similar à obtida no experimento confirmatório. Estes dados são concordantes com os obtidos por Bognola et al. (1997), que observaram uma resposta da lama de cal semelhante ou até superior à do carbonato de cálcio na correção do pH de um Cambissolo Distrófico e por Lourenço (1997), para um Cambissolo Álico.

Aumentos nas concentrações de cálcio no solo também foram observados, conforme Tabelas 2 a 5, onde os tratamentos que receberam aplicação da lama de cal apresentaram concentrações deste elemento significativamente maiores do que os que não receberam aplicação deste resíduo. Além disso, as concentrações de cálcio apresentaram correlação positiva com o pH do solo (Tabela 6). Esta observação era esperada, uma vez que as concentrações de cálcio na lama de cal se mostraram altas, sendo o elemento mais abundante entre os analisados, como pode ser observado no Apêndice 3. As observações do aumento do pH do solo e das concentrações de cálcio no

solo em decorrência da aplicação da lama de cal melhoram as condições edáficas do solo, aspectos que também foram observados no estudo de Fleig et al. (1996). Além disto, como destaca Gonçalves (1995), a adição de cálcio ao solo de reflorestamento de *Pinus* é recomendada para reposição deste elemento.

Os teores de fósforo apresentaram valores mais altos nos tratamentos que receberam aplicação de lama de cal, ainda que em alguns grupos de tratamentos a análise estatística não tenha indicado estas diferenças como sendo significativas. Os valores de nitrato também apresentaram uma tendência dos valores de nitrato mais elevados nos tratamentos que receberam aplicação de lama de cal e adição de nitrogênio na dosagem de 80kgN ha^{-1} . Estes dois elementos que apresentaram correlações positivas com o pH do solo, indicando que aumentos na concentração destes elementos podem estar ligados à aplicação de lama de cal ao solo.

Efeito semelhante foi observado com os teores de sódio, que também apresentaram correlações positivas com pH, mas com diferenças significativas correlacionadas às aplicações de lama de cal apenas nos tratamentos onde o resíduo e as acículas foram incorporados ao solo, enquanto nos demais tratamentos as diferenças foram mais discretas. No estudo realizado por Lourenço (1997), que acompanhou o efeito do sódio resultante da aplicação da lama de cal no solo, o valor deste elemento, após a aplicação de 24 t ha^{-1} deste resíduo, foi de cerca de 70 mg kg^{-1} , que corresponde a cerca de 3,5 vezes mais do que o solo onde não foi aplicado lama de cal. Mesmo assim, este autor não atribuiu a estes teores de sódio nenhum efeito adverso sobre o solo. No presente trabalho, apenas o tratamento que recebeu lama de cal na dose de 19t ha^{-1} incorporada com as acículas, que apresentou valores de 226 mg kg^{-1} de sódio, atingiu valores próximos à 5% da CTC do solo. Em média, os tratamentos que receberam

aplicação de lama de cal apresentaram teores de sódio que não ultrapassaram 3% da CTC do solo.

A alta variabilidade observada nos valores de sódio, que não permitiu a visualização de uma tendência clara de relação com a aplicação da lama de cal, pode estar relacionada a granulometria do resíduo, dificultando a realização de subamostragens homogêneas e representativas do conjunto.

Os teores de cobre e zinco não mostraram diferenças significativas que pudessem ser relacionados à aplicação da lama de cal, indicando que adição do resíduo não proporcionou elevação significativa na concentração destes metais no solo, nas dosagens que foram utilizadas no experimento. As concentrações médias destes dois elementos, nos tratamentos que receberam aplicação de lama de cal, foram de $1,4 \text{ mg kg}^{-1}$ de cobre e $2,3 \text{ mg kg}^{-1}$ de zinco ao final do experimento. Segundo critérios sugeridos por CETESB (2001b) os teores de zinco ficaram muito abaixo do “Soil Screen Levels” mesmo para a condição mais restritiva de exposição e sem nenhuma atenuação consideradas neste documento. Além disso, a carga total de zinco e cobre no solo, para os tratamentos que receberam 26 t ha^{-1} de lama de cal foi de $5,3 \text{ kg ha}^{-1}$ e $1,4 \text{ kg ha}^{-1}$, respectivamente, o que é bastante inferior aos limites sugeridos pela EPA (1993) para carga máxima destes metais que é de 2800 kg ha^{-1} e 1500 kg ha^{-1} , respectivamente. Segundo critérios para disposição de resíduos sólidos de curtume apresentados pela FEPAM (1993), as quantidades máximas cumulativas para estes dois metais são de 560 kg ha^{-1} de zinco e de 280 kg ha^{-1} de cobre, reforçando que os valores observados no presente estudo não oferecem risco ao meio ambiente.

Colaborando com estas observações, a aplicação da lama de cal não causou toxicidade para *Vibrio fischeri* nas dosagens utilizadas, nem tampouco em dosagens 5 e 10 vezes superiores a maior dosagem testada.

Foram observados efeitos de toxicidade, como pode ser verificado na tabela 20, nos extratos da lama de cal e do solo sem nenhuma adição da lama de cal. A lama de cal apresentou uma a CE50_{15min} para *Vibrio fischeri* que ficou em 1,62 % do extrato, o que equivale a uma concentração nominal de 0,324% (p/v) de lama de cal. Este valor corresponde a uma toxicidade elevada, entretanto este efeito foi observado no extrato obtido da lama de cal sem correção do pH. Nesta mesma tabela pode-se observar que o valor de pH para o extrato sem correção ficou em 9,94 unidades, o que está fora da faixa tolerável para o organismo em questão (CETESB, 2001b). Quando o teste foi efetuado com o extrato da lama de cal corrigindo o seu pH, que reduziu o pH do extrato para 7,27, não foi mais observada a toxicidade.

Da mesma forma, foi observado efeito tóxico do extrato do solo sem correção de pH para *Vibrio fischeri*, onde a CE50_{15min} ficou em 44,14% do extrato, o que corresponde a uma concentração nominal de 8,83% (p/v) de solo. Porém, pode-se observar que o pH do extrato de solo testado ficou em 3,52 unidades, o que é um valor abaixo da faixa tolerável para este organismo (CETESB, 2001b). Desta forma, à semelhança do que foi observado para o extrato da lama de cal, o extrato do solo com pH ajustado para a neutralidade não apresentou toxicidade para a bactéria *Vibrio fischeri*.

Estas duas avaliações indicam que a toxicidade tanto da lama como do solo pode estar associada aos valores de pH extremos que foram observados nos extratos destas amostras, já que em nenhum dos solos com adição de lama de cal foi observado efeito tóxico. Entretanto, deve ser destacado também o efeito descrito por Neale et al (1997) que atribuíram o aumento na taxa de degradação da serrapilheira após a correção do pH à redução da toxicidade de fenilpropanóides. Esta redução da toxicidade é decorrente da ligação do cálcio a estas moléculas presentes nas acículas. Desta forma, a redução da toxicidade do solo após a correção do pH pode estar relacionada também à

neutralização do efeito tóxico destes compostos com o aumento da disponibilidade de cálcio.

Por outro lado, o teste de toxicidade, não pode, por si só ser um indicador de total segurança ambiental da aplicação do produto, uma vez que é uma avaliação padronizada e envolve apenas uma espécie. Entretanto, resultados positivos indicam o potencial inerente da substância em produzir efeitos tóxicos sobre o organismo que está em teste e isto pode ser extensivo a outras espécies (Rand, et al. 1995).

Os valores de carbono orgânico no solo também apresentaram correlações negativas com o pH do solo. Entretanto, observando as tabelas de 2 a 5, os valores de carbono orgânico observados não corroboram para a confirmação deste fato, uma vez que o conjunto de dados se manteve em torno de 3%. E pode-se observar que as avaliações estatísticas não apresentaram uma tendência de distinção entre os tratamentos com e sem aplicação de lama de cal, de forma que faltam evidências para justificar a correlação observada e este dado deve ser interpretado com cautela. Além disto, a verificação de quedas acentuadas nos teores de carbono orgânico do solo pode exigir períodos de estudo superiores a este e a dificuldade de segregação das acículas para amostragens nos tratamentos onde estas foram mantidas na superfície do solo prejudicaram a distinção dos teores de carbono orgânico entre os tratamentos.

Os valores de C-CO₂ acumulados ao final do experimento apresentaram diferenças significativas em todos os tratamentos que tiveram adição de lama de cal em relação àqueles que não receberam aplicação deste resíduo. Os maiores valores foram observados nos tratamentos que tiveram adição de lama de cal e acícula incorporadas ao solo.

A liberação de CO₂ mostrou correlação positiva com o pH do solo (0,5406), quando foi analisado o conjunto total de dados. Analisando a correlação entre pH e C-CO₂

segregando os tratamentos que receberam acícula daqueles em que esta não estava presente, os valores de correlação foram maiores, sendo 0,8934 e 0,8409, respectivamente (Tabela 11). Na Figuras 11 estão apresentadas as dispersões de valores de pH e C-CO₂, para os conjuntos de dados dos tratamentos realizados. Nelas pode-se observar que, as distribuições dos valores de C-CO₂ em função do pH do solo formaram grupos distintos. Estas observações indicam que o comportamento da atividade em relação ao pH do solo foi diferente entre os conjuntos de tratamentos, pois a resposta à adição de lama de cal foi maior nos tratamentos com acícula presente, em função da maior disponibilidade de substrato para os microrganismos.

Assim, pode-se destacar que a adição da lama de cal ao solo proporcionou o incremento da atividade dos microrganismos, aumentando a taxa de mineralização da matéria orgânica do solo e acelerando a degradação das acículas.

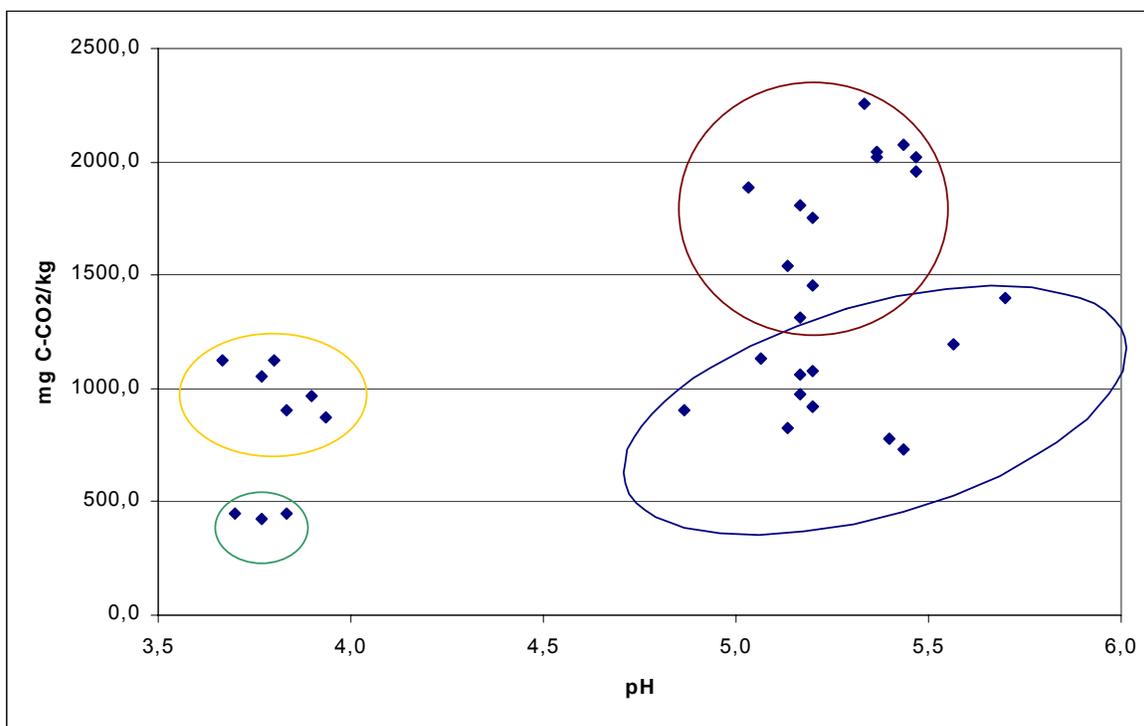


Figura 11: Valores de C-CO₂ acumulados ao final do experimento em função do pH do solo. Os valores circundados pelas elipses amarela, verde, vermelha e azul, correspondem, respectivamente aos tratamentos com acícula e sem lama de cal, sem acícula e sem lama de cal, com lama de cal e com acícula e sem lama de cal e com acícula.

Os resultados de aumento da atividade microbiana encontrados após a elevação do pH do solo são concordantes com os obtidos por Bååth e Arnebrant (1994), que verificaram um aumento de 43% na taxa de respiração do solo de coníferas após a elevação do seu pH de 4,1 para 5,5 com calagem. Lohm et al. (1984) também encontraram taxas de respiração 40% maiores em solos de coníferas que tiveram o pH aumentado através de calagem. Entretanto, foram obtidos, neste trabalho, aumentos na taxa de respiração ainda superiores aos citados, como resultado da aplicação da lama de cal, nos tratamentos em que a acícula e a lama de cal foram incorporadas ao solo. Tal observação pode ser atribuída às condições fornecidas ao experimento no laboratório, e pelo fato das acículas terem sido adicionadas aos tratamentos na forma triturada, o que aumenta a superfície de contato do substrato, facilitando a ação dos microorganismos.

Paralelamente ao aumento geral da atividade microbiana, pode-se observar também um aumento da população de bactérias e actinomicetos no solo com a aplicação da lama de cal. Desta forma, pode-se constatar que o aumento da atividade microbiana no solo pode estar relacionado a um aumento no número de microrganismos no solo.

Por outro lado, pode-se observar uma tendência do número de fungos se manter constante nos tratamentos que receberam adição de lama de cal. Este comportamento se deve especialmente à maior eficiência das bactérias, em relação aos fungos, no aproveitamento do substrato quando o pH do meio está mais próximo à neutralidade. Com pH ácido, há uma limitação de vários grupos bacterianos, diminuindo a competição, permitindo que os fungos se desenvolvam mais amplamente (Alexander, 1977).

Entretanto, as análises estatísticas empregadas não proporcionaram uma discriminação clara desta tendência em todos os grupos de tratamentos, o que deve ser atribuído à variabilidade inerente à metodologia observada entre as réplicas, diminuindo a sensibilidade da análise. Entretanto, observou-se que o número de bactérias e actinomicetos foi significativamente maior nos tratamentos com a aplicação de lama de cal, quando a acícula e a lama de cal foram mantidos na superfície do solo.

Além disso, foi observado que o número de bactérias, fungos e actinomicetos foi maior nos tratamentos que tiveram lama de cal e acícula incorporados ao solo, em relação aos mesmos tratamentos, mas com lama de cal e acícula na superfície, indicando que a incorporação destes resíduos vegetais ao solo favoreceu os grupos microbianos por facilitar o contato com as acículas de *Pinus taeda*, o que é coerente com os valores de C-CO₂, cujos maiores resultados também foram observados no primeiro grupo de tratamentos.

Deve-se destacar também, a diferença para maior nas contagens microbianas entre os tratamentos com e sem acícula, mas que receberam aplicação de lama de cal, indicando que a adição da lama de cal e o conseqüente aumento de pH do solo proporcionou incrementos também na população microbiana envolvida na degradação da serrapilheira de *Pinus*. Estas observações são coerentes com os resultados obtidos por vários autores que relataram aumentos da população microbiana após a calagem do solo (Lohm et al., 1984; Bååth et al., 1992; Bååth e Arnebrant, 1994; Bååth et al. 1995).

Entretanto, nos tratamentos com acícula e lama de cal incorporados ao solo, e nos tratamentos que não receberam acícula e a lama de cal foi mantida na superfície, não foi observada uma linearidade de resposta das contagens microbianas em relação à adição de lama de cal ao solo. Por outro lado, os resultados de C-CO₂ indicam que houve um aumento na atividade microbiana nestes tratamentos. Deve-se destacar, entretanto,

que a técnica de contagem empregada apresenta limitações para identificação de microrganismos não culturáveis e não expressa a totalidade da diversidade microbiana presente no solo. Um estudo realizado por Bååth et al. (1980), não identificou efeitos da calagem do solo sobre o número microrganismos no solo e no trabalho de Bååth e Arnebrant, (1994) também não foram identificadas alterações na população microbiana quando esta foi avaliada pela técnica de contagem direta com acridina laranja, mesmo que tenham sido verificados aumentos na biomassa e na atividade microbiana.

Os valores encontrados para a biomassa microbiana foram semelhantes aos observados por Ferreira (1998) para área de cultivos anuais, como também ficaram dentro do intervalo citado por Gama-Rodrigues (1999) para solos sob cultivos de *Pinus*. Estudos citados por este autor indicaram que a biomassa microbiana do solo (0-10 cm) de floresta de *Pinus* variou entre 22 a 56 µg de N por grama de solo. Pode-se observar que os valores de biomassa no final do experimento foram ligeiramente maiores do que aqueles encontrados no início, o que pode indicar que as condições proporcionadas no trabalho permitiram um desenvolvimento da biomassa ao longo do período.

Por outro lado, não foram observadas alterações da biomassa microbiana que pudessem ser associados aos tratamentos empregados. Bååth et al. (1980) também citam que não detectaram aumentos na biomassa microbiana após a calagem do solo e Persson et al. (1990) e Neale et al. (1997) encontraram resultados contraditórios quanto à biomassa microbiana em resposta a elevação do pH do solo.

Além disso, foi observada a tendência de aumento do número de bactérias e actinomicetos, em contraponto a uma diminuição do número de fungos, em alguns tratamentos que receberam lama de cal. Este fato pode indicar que a biomassa microbiana poderia estar sendo transferida entre os grupos microbianos, sem que os valores totais apresentassem alterações significativas. Em um estudo realizado por Bååth

et al. (1995) foi evidenciado que a correção de pH do solo trouxe um incremento no número de bactérias em relação ao número de fungos, mas a relação de biomassa entre os dois grupos não apresentou alterações quando a mudança de pH do solo ficou abaixo de duas unidades, como é o caso do presente estudo.

5.2. Aplicação da lama de cal na dosagem de 26t ha⁻¹ no solo

A aplicação de lama de cal na dosagem de 26t ha⁻¹ ao solo proporcionou um aumento do pH do solo, que ficou em 5,4, em média, a qual foi ligeiramente maior do que a média dos tratamentos que tiveram aplicação de lama de cal na dosagem de 19t ha⁻¹, que ficou em 5,2 unidades. Entretanto, esta diferença entre as dosagens não foi significativa em todos os grupos de tratamentos, exceto para os tratamentos sem acícula e com lama de cal incorporada, mas esta discriminação pode ser atribuída ao fato de não ter sido considerado neste grupo, nenhum tratamento sem aplicação de lama de cal, o que tornou o procedimento estatístico mais sensível, pois as diferenças de tratamento, nestes conjuntos, foram menores que os demais.

A adição de 26t ha⁻¹ de lama de cal ao solo não promoveu aumentos significativos na taxa de respiração em relação aos tratamentos que receberam 19t ha⁻¹. Apenas nos grupo que tiveram lama de cal incorporada ao solo, mas sem acícula, apresentaram diferenças nos os tratamentos com aplicação de lama de cal na dosagem de 26t/ha em relação àqueles com aplicação de lama de cal nas dosagens de 19t ha⁻¹. Entretanto, não foram observados valores de pH no significativamente superiores entre as duas dosagens de lama de cal, o que pode ter se refletido em uma condição semelhante entre os tratamentos o que se refletiu em uma atividade biológica semelhante entre os tratamentos.

Os valores das contagens de microrganismos nos tratamentos realizados indicaram que houve um incremento no número de bactérias e actinomicetos nos tratamentos que receberam lama de cal na dosagem de 26t ha⁻¹ em relação aos que tiveram aplicação de 19t ha⁻¹, em oposição à população de fungos, que apresentou um tendência de diminuição especialmente naqueles tratamentos onde esta dosagem de 26t ha⁻¹ de lama de cal foi associada a aplicação de 80kg ha⁻¹.

5.3. Aplicação de nitrogênio no solo

A adição de nitrogênio aos tratamentos não mostrou tendência de incremento da atividade microbiana, tanto na comparação da dosagem recomendada para esta cultura (40kg ha⁻¹) como com duas vezes esta dosagem (80kg ha⁻¹) e sem a adição de nitrogênio. Da mesma forma, não foram observados efeitos marcantes da aplicação de nitrogênio ao solo sobre a composição da microbiota, exceto quando a dose de 80kg ha⁻¹ esteve associada à aplicação de 26t ha⁻¹ de lama de cal.

Muitos autores retratam casos de limitação da atividade microbiana por carência de nitrogênio após a adição de corretivo de pH ao solo (Lohm et al. 1984), especialmente em solos com alta relação C:N, (Neale et al. 1997) e (Persson 1990/1991). Entretanto, os resultados obtidos neste trabalho indicam que o nitrogênio não se comportou como um elemento limitante, nem nos tratamentos onde não foi adicionada adubação nitrogenada, como pode ser observado pelas análises de nitrato, que apresentaram valores elevados. Além disso, em solos ácidos, há limitação da atividade microbiana e por conseqüência, baixa disponibilidade de nitrogênio solúvel. Com a elevação do pH após a calagem pode haver um aumento nos teores de nitrogênio disponível, como decorrência da mineralização da matéria orgânica.

As análises de nitrato no solo demonstram que houve uma pequena elevação deste elemento nos tratamentos onde foi adicionada a lama de cal somada à aplicação de nitrogênio, o que indica que a lama de cal pode proporcionar condições mais favoráveis à fisiologia dos grupos microbianos envolvidos no processo de nitrificação. Além disso, a verificação de que este processo está sendo regularmente realizado é um bom indicador de que a aplicação de lama de cal não confere características desfavoráveis aos grupos microbianos, uma vez que a tarefa de nitrificação é realizada por grupos microbianos específicos, que não são substituídos ou selecionados como pode ocorrer nos processos heterotróficos (SETAC, 1995).

Desta forma, observou-se que a aplicação de nitrogênio não promoveu o incremento na biodegradabilidade da serrapilheira, o que está de acordo com o estudo realizado por Cortez et al. (1996) que cita que a forma em que se encontra o carbono da matéria orgânica é mais importante do que a relação C:N do material, o que explica a baixa biodegradabilidade de compostos com alto teor de lignina, mesmo que a relação C:N não seja desfavorável, como as acículas de *Pinus sp.*

5.4. Aplicação da lama de cal no solo de floresta de *Pinus taeda*

A avaliação integrada dos resultados obtidos no experimento aponta para a principal característica da lama de cal, que é o seu conteúdo de carbonato de cálcio, que confere a sua capacidade de correção da acidez do solo. A aplicação da lama de cal no solo sob a floresta de *Pinus taeda* aumentou a atividade microbiológica do solo e a biodegradabilidade da serrapilheira, por permitir o estabelecimento de uma população maior de bactérias e actinomicetos. Além disto, os teores de cálcio, magnésio e fósforo no solo apresentaram aumento após a aplicação deste resíduo, sem que os teores de elementos indesejáveis tenham sido aumentados. Poucas diferenças foram atribuídas à

dosagem de 26t ha⁻¹ em relação a dosagem de 19t ha⁻¹. Com base nestas observações, a aplicação da lama de cal é recomendada na dosagem de 19t ha⁻¹, com perspectivas de otimização dos processos microbiológicos como a biodegradabilidade da serrapilheira e a conseqüente mineralização e disponibilização de nutrientes para o solo.

A aplicação de nitrogênio, indicada por muitos autores como relevante para evitar processos de imobilização deste elemento resultante da aplicação de corretivos de acidez no solo e no aporte de nutrientes para melhorar a relação C:N, não teve resposta positiva na atividade microbiológica ou na composição da microbiota, indicando que este nutriente não é limitante, e a sua aplicação em associação à lama de cal é dispensável.

Entretanto, aspectos legais da aplicação de resíduos ao solo, não foram contemplados nem fizeram parte do escopo do projeto, mas devem ser atendidos para este tipo de destinação.

Da mesma forma, aspectos destacados neste trabalho, como a incorporação da lama de cal e da camada de serrapilheira ao solo, que trouxeram incrementos na taxa de decomposição da serrapilheira, devem ser encarados com cautela tendo em vista a necessidade de conservação da estrutura física do solo e controle dos processos erosivos. Além disso, os tratamentos com os resíduos mantidos na superfície apresentaram valores semelhantes aos que tiveram estes incorporados, não justificando a aplicação desta prática no campo.

6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos e considerando-se as condições de execução do experimento, pode-se concluir que:

- O experimento confirmou o poder corretivo da acidez do solo da lama de cal com valores de pH obtidos após o experimento próximos aos valores esperados;
- Não foi observado efeito tóxico para *Vibrio fischeri*, avaliado pelo sistema Microtox®, nos solos onde foi adicionada a lama de cal, nem com uma dosagem dez vezes superior (260t ha^{-1}) às utilizadas para correção do pH;
- A atividade microbiana foi estimulada pela adição da lama de cal ao solo em ambas as dosagens, 19t ha^{-1} e 26t ha^{-1} , indicando um aumento da taxa de mineralização do solo;
- A diminuição da acidez do solo, através da adição da lama de cal, do solo foi o principal fator, entre o conjunto de variáveis avaliadas, para estimulação da biodegradação da serrapilheira de *Pinus taeda*;
- Não foram obtidos ganhos expressivos nos processos avaliados pela da adição de nitrogênio ao solo, indicando que este fator não foi limitante à atividade microbiológica do solo, nas condições do experimento;

- A composição da microbiota do solo apresentou aumento do número de bactérias e actinomicetos nos tratamentos onde foi adicionada a lama de cal como corretivo de pH do solo, especialmente na dosagem de 26t ha⁻¹;
- Os tratamentos onde as acículas foram incorporados ao solo e este teve o pH corrigido apresentaram as maiores taxas de liberação de CO₂, indicando que estes tratamentos apresentaram os melhores resultados na degradação da serrapilheira.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology**. 2^a. ed. New York: John Wiley & Sons, 1977. 467p.

ATLAS, R.M.; BARTHA, R. **Microbial ecology: fundamentals and applications**. Menlo Park: Addison Wesley Longman, 1997. 694p.

AZUR ENVIRONMENTAL. **Microtox® acute toxicity basic test procedures**. Newark: Azur Environmental, 1995. 63p.

BÄÄTH, E.; FROSTEGÅRD, Å.; FRITZE, H. Soil bacterial biomass, activity, phospholipid fatty acid pattern, and pH tolerance in na area polluted with alkaline dust deposition. **Applied and environmental microbiology**, Washington, v.58, n. 12, p. 4026-4031, 1992.

BÄÄTH, E.; FROSTEGÅRD, Å.; PENNANEN, T.; FRITZE, H. Microbial community structure and pH response in relation to soil organic matter qualitty in wood-ash fertilized, clear-cut or burned coniferous forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.27,n.2, p.229-240, 1995.

BÄÄTH, E; ARNEBRANT, K. Growth rate and response of bacterial communites to pH in limed and ash treated forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 26, n. 8, p. 995-1001, 1994.

BÄÄTH, E; BERG, B.; LOHM, U.; LUNDGREN, B.; LUNDKVIST, H.; ROSSWALL, T.; SÖDERSTRÖM, B.; WIREN, A. Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a scots pine forest. **Pedobiologia**, Jena, v.20, p.85-100, 1980.

BERG, B.; SÖDERSTRÖM, B. Fungal biomass and nitrogen in decomposig scots pine needle litter. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.11, p.339-341, 1979.

BOGNOLA, I.A.; MAIA, C.M.B.F.; ANDRADE, G.C. Avaliação da lama de cal como material corretivo de solo. In: WORKSHOP SUL-AMERICANO SOBRE USOS ALTERNATIVOS DE RESÍDUOS DE ORIGEM FLORESTAL E URBANA, 1997, Curitiba **Resumos...** Curitiba, 1997. p.125-128.

BROOKES, P.C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G. & JENKINSON, D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen. A rapid direct extraction method to measure

microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, n.17, 837-842, 1985.

BRUM, E. Composição química de acículas verdes e da liteira de *Pinus elliottii* Engelm. **Revista Floresta**, Curitiba, v.11, n.1, p.17-23, 1980.

CETESB. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas/** CETESB, GTZ. 2^a. Ed. São Paulo: CETESB, 2001b.

CETESB. **Teste de toxicidade com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*** - método de ensaio. L5.227. São Paulo: CETESB, 2001a.

CLARK, F.E. Actinomicetes. In: BLACK, C.A. et.al. (eds). **Methods of soil analyses**. Madison: American Society of Agronomy. v.2, 1965, p.1498-1501.

CORREA, M.E.F; ANDRADE, A.G. Formação de Serrapilheira e Ciclagem de Nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (eds). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p.197-225.

CORTEZ, J.; DEMARD, J.M.; BOTTNER, P.; JOCTEUR MONROSIER, L. Decomposition of mediterranean leaf litters: a microcosm experiment investigating relationships between decomposition rates and litter quality. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.28, n.4/5, p.443-452, 1996.

DURSUN, S.; INESON, P.; FRANKLAND, J.C.; BODDY, L. Sulphite and pH effects on CO₂ evolution from decomposing angiospermous and coniferous tree leaf litters. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.25, n.11, p.1513-1525, 1993.

EFROYMSON, R.A.; WILL, M.E.; SUTER, GW. **Toxicological benchmarks for contaminants of potential concern for effects on soil and litter invertebrates and heterotrophic process**. Oak Ridge: US Department of Energy – Office of Environmental Management, 1997.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: SPI, 1999. 412p.

ENTRY, J.A.; BACKMAN, C. Influence of carbon and nitrogen on cellulose and lignin degradation in forest soils. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v.25, p.1231-1236, 1995.

EPA. **A guide to the biosolids risk assessments for the EPA. Part 503 Rule**. EPA832-B-93-005. Cincinnati: United States Environmental Protection Agency, 1995. 145p.

FEPAM. Critérios técnicos para disposição no solo de resíduos sólidos de curtume. In: CONGRESSO DA UNIÃO INTERNACIONAL DOS QUÍMICOS E TÉCNICOS DA INDÚSTRIA DO COURO, 22., 1993, Porto Alegre. **Resumos...** FEPAM, 1997.

FERREIRA, A.S. **Efeitos da adição de resíduos de curtumes e carbonífero nas plantas e no solo**. 1998. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação da

Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1998. 96p.

FERREIRA, A.S.; CAMARGO, F.A.O & VIDOR, C. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n.23, p.991-996, 1999.

FIORETTO, A.; MUSACCCHIO, A.; ANDOLFI, G.; VIRZO DE SANTO, A. Decomposition dynamics of various pine species in a corsican pine forest. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.30, n.6, p.721-727, 1998.

FLEIG, F.D.; SANTOS, J.C.P.; KRUNVALD, L.; SPADER, V. Modificações no ambiente químico e biológico do solo pela substituição da mata nativa de araucárias por reflorestamento com *Pinus teada* L. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS NATURAIS DO MERCOSUL, 1, 1996. Santa Maria - RS. **Resumos...**, 1996. p.21-28.

FOY, C.D. Physiological effects of hydrogen, aluminium and manganese toxicities in acid soil. In: ADAMS, F. **Soil acidity and liming**. Madison, Wisconsin: ASA, CSSA, SSSA, 1984. p.57-87.

FROBISHER, M.; HINS DILL, R.D.; CRABTREE, K.T. & GOODHEART, M.D. **Fundamentals of Microbiology**. Ninth Edition. Philadelphia: W.B. Saunders Company, 1974.

FROSTEGÅRD, Å.; BÅÅTH, E.; TUNLID, A. Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty acid analyses. **Soil Biology Biochemistry**, Oxford, v.25, n.6, p.723-730, 1993.

GAMA-RODRIGUES, E.F. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (eds). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p.197-225.

GESTEL, C.A.M.; BOUWENS, S.; RUSCH, B.; WAARDE, J.J.; DERKSEN, J.G.M.; HOEK, E.E.; VEUL, M.F.X.W.; KRONENBURG, R.; STOKMAN. The Use of Acute and Chronic Bioassays to determine the Ecological Risk and Bioremediation Efficiency of oil-Polluted Soils. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v.20, n.7, p.1438-1449, 2001.

GONÇALVES, J.L.M. **Recomendações de adubação para *Eucalyptus*, *Pinus* e espécies típicas da Mata Atlântica**. Documentos Florestais. Piracicaba: ESALQ/USP, 1995. 23p.

GOURBIÈRE, F. Méthode d'étude simultanée de la décomposition et des mycoflores des aiguilles de conifères (*Albies alba*). **Soil Biology Biochemistry**, Oxford. v18, n.2, p.155-160, 1986.

HARKEY, G.A.; YOUNG, T.M. Effect of contaminant extraction method in determining toxicity using the Microtox® Assay. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v.19, n.2, p.276-282, 2000.

KRUIJF, H.A.M. What is Ecotoxicology. In: KRUIJF, H.A.M.; ZWART, D.; VISWANATHAN, P.N.; RAY, P.K (eds). **Manual on aquatic ecotoxicology**. Oxford: Klumer Academic Publishers, 1988. p.18-21.

LIMA, W.P. **Impacto Ambiental do Eucalipto**. 2ª ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1996. 301p.

LOHM, U.A.; LARSSON, K.; NÔMMIK, H. Acidification and liming of coniferous forest soil: long-term effects on turnover rates of carbon and nitrogen during an incubation experiment. **Soil Biology biochemistry**, Oxford, v.16, n.4, p.343-346, 1984.

LOURENÇO, R.S Curvas de neutralização de solo com lama de cal, comparada com CaCO₃, P.A e calcário. In: WORKSHOP SUL-AMERICANO SOBRE USOS ALTERNATIVOS DE RESÍDUOS DE ORIGEM FLORESTAL E URBANA. Curitiba **Resumos...** Curitiba, 1997. p.131-135.

LUGO, A.E.; CUEVAS, E.; SANCHEZ, M.J. Nutrient and mass in litter and top soil of ten tropical tree plantations. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.125, p.263-280, 1990.

MALAVOLTA, E. **Manual de calagem e adubação das principais culturas**. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres, 1987. 496p.

MAYFIELD, C.I. Microbial Systems. In: CALOW, P. (ed.) **Handbook of Ecotoxicology**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1993. p.9-27.

McCLAUGHERTY, C.A.; PASTOR, J.; ABER, J.D.; MELILLO, J.M. Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality. **Ecology**, Washington, v.66, n.1, p.266-275, 1985.

MELILLO, J.M.; ABER, J.D.; MURATORE, J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, Washington, v.63, n.3, p.621-626, 1982.

MENZIES, J.D. Fungi. In: BLACK, C.A. et.al. (eds). **Methods of soil analyses**. Madison: American Society of Agronomy. v.2, 1965, p. 1502-1505.

MORITA, T. & ASSUMPÇÃO, R.M.V. **Manual de soluções, reagentes & solventes**. 2ª Ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1972. 627p.

NEALE, S.P.; SHAH, Z. ADAMS, W.A. Changes in microbial biomass and nitrogen turnover in acidic organic soils following liming. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.29, n.9/10, p.1463-1474, 1997.

OSAKI, F. **Calagem e adubação**. 2ª ed. Campinas: Instituto Brasileiro de Ensino Agrícola, 1991. 503p.

PARKINSON, D.; GRAY, T.R.G.; WILLIAMS, S.T. **Methods for studying the ecology of soil microorganisms**. Oxford: Adlard, 1971. 116p.

PERSSON, T.; WIRÉN, A.; ANDERSSON, S. Effects of liming on carbon and nitrogen mineralization in coniferous forests. **Water, Air, And Soil Polution**, Dordrecht, v.54, p.351-364, 1990/1991.

PRESCOT, C.E. Influence of forest floor type on rates of litter decomposition in microcosms. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.28, n.10/11, p.1319-1325, 1996.

RAND, G.M.; WELLS, P.G & McCARTY, L.S. Introduction to Aquatic Toxicology. In: RAND, G.M. (eds). **Fundamentals of Aquatic Toxicology**. 2^a ed. North Palm Beach: Taylor & Francis, 1995. p.3-66.

SANGER, L.J.; COX, P.; SPLATT, P.; WHELAN, M.J.; ANDERSON, J.M. Variability in the quality of *Pinus sylvestris* needles and litter from sites with different soils characteristics: lignin and phenylpropanoid signature. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.28, n.7, p.829-835, 1996.

SETAC. **Procedures for assessing the environmental fate of ecotoxicity of pesticides**. Brussels: SETAC, 1995. 54p.

SETAC. **Test Methods for Hazard determination of metal and sparingly soluble metal compounds in soils: Summary of a SETAC Pellston Workshop**. Brussels: SETAC, 1999. 23p.

SILVA, F.C. (Org.) **Manual de análises químicas de solos plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa, 1999. 370p.

STOTZKY, G. Microbial respiration. In: BLACK, C.A. et.al. (eds). **Methods of soil analyses**. Madison: American Society of Agronomy. v.2, 1965, p.1550-1572.

TAYLOR, B.R.; PARKINSON, D.; WILLIAM, F.J. P. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. **Ecology**, Washington, v.70, n.1, p.97-104, 1989.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Depto. de Solos - Fac. de Agronomia - Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p.

VICUÑA, R.; GONZALES, B.; OLAVE, I.; RUTTIMANN, C. Degradation of lignin-related substrates by natural bacterial isolates. In: LIGNIN ENZYMIC AND MICROBIAL DEGRADATION, 1987. Paris. **Resumos...** Paris, 1987. 302p.

VIRZO DE SANTO, A.; BERG, B.; RUTIGLIANO, F.A.; ALFANI, A.; FIORETTO, A. Factors regulating early-stage decomposition of needle litters in five different coniferous forests. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.25, n.10, p.1423-1433, 1993.

WITKAMP, M. Decomposition of leaf litter in relation to environment, microflora, and microbial respiration. **Ecology**, Washington, v.47, n.2, p.194-201, 1966.

ZELLES, L.; RACKWITZ, R.; BAI, Q.Y.; BEESE, F. Discrimination of microbial diversity by fatty acid profiles of phospholipids and lipolysaccharides in differently cultivated soils. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.170, p.115-122, 1995.

APÊNDICES

Apêndice 1: Composição e características químicas dos solos coletados em cada ponto de amostragem.

PARÂMETRO	PONTO 1	PONTO 2
Teor de argila (%)	13	13
pH (em água)	3,7	4,4
Índice SMP	4,1	4,3
Fósforo (P) mgL ⁻¹	4,0	4,5
Potássio (K) mgL ⁻¹	25,0	18,0
Matéria Orgânica (g kg ⁻¹)	56	52
Alumínio trocável. cmol _c L ⁻¹	7,1	5,8
Cálcio trocável. cmol _c L ⁻¹	0,2	0,5
Magnésio trocável. cmol _c L ⁻¹	0,2	0,3
Al+H cmol _c L ⁻¹	19,8	16,5
CTC cmol _c L ⁻¹	20,3	17,4
% sat. CTC BASES	2	5
% sat CTC Alumínio	35,0	33,4
Relação Ca/Mg	1,0	1,7
Relação Ca/K	3,1	11
Relação Mg/K	3,1	6
Sódio (Na) mg L ⁻¹	<0,1	17

Apêndice 2: Quantidade de material depositado na camada de serrapilheira nos dois talhões de *Pinus taeda*.

PONTO	MATERIAL DEPOSITADO	MATERIAL DEPOSITADO
	Úmido (g/m ²)	Peso seco (g/m ²)
Ponto 1 (talhão de 16 anos)	4924,0 g/m ²	4349,65 g/m ²
Ponto 2 (talhão de 20 anos)	4724,4 g/m ²	4156,34 g/m ²

Apêndice 3: Características químicas da lama de cal (média de duas determinações).

PARÂMETRO	UNIDADE	RESULTADO
Umidade	%	29,7
pH (1:5)	unidades	10,7
Carbono orgânico	%	2,2
Nitrogênio (TKN)	%	0,02
Fósforo total	%	0,52
Potássio total	%	0,29
Cálcio total	%	18
Magnésio total	%	0,86
Enxofre total	%	0,59
Cobre total	mg/kg	53,0
Zinco total	mg/kg	204,0
Ferro total	%	0,21
Manganês total	%	0,30
Sódio total	%	2,1
Boro total	mg/kg	7,5

Apêndice 4: Caracterização granulométrica da lama da cal, a partir de 100g (peso seco) de material.

GRANULOMETRIA	MASSA (G)	MASSA CORRIGIDA (G)
> 2,0 mm	14,78	14,80217
2,0 - 0,84 mm	16,22	16,24433
0,84 - 0,3 mm	6,27	6,279405
<0,3	62,58	62,67387
Total	99,85	99,999775

Apêndice 5: Caracterização da lama de cal quanto à capacidade de correção do pH do solo.

PARÂMETRO	RESULTADO
Eficiência relativa (ER)	69,7%
Valor de Neutrlização (VN)	113,4%
Valor PRNT	79,04%
Faixa de granulometria (equivalente calcáreo)	Faixa C

Apêndice 6: Valores de C-CO₂ acumulados em cada tratamento do experimento piloto nos solos dos dois talhões de *Pinus taeda*, após 56 dias de incubação.

Tratamento Lama de cal	Talhão de 16 anos mg de C-CO ₂ kg ⁻¹ de solo seco			Talhão de 20 anos mg de C-CO ₂ kg ⁻¹ de solo seco		
	0kg N ha ⁻¹	40kg N ha ⁻¹	80 kg N ha ⁻¹	0kg N ha ⁻¹	40kg N ha ⁻¹	80 kg N ha ⁻¹
0t LC ha ⁻¹ incorporado	748,12	743,07	690,48	516,48	551,97	599,38
0t LC ha ⁻¹ superficial	605,03	635,14	652,74	NR	531,97	561,68
19t LC ha ⁻¹ incorporado	1482,85	1387,27	1382,35	1001,84	978,56	994,88
19t LC ha ⁻¹ superficial	959,99	962,60	969,37	690,58	750,21	718,65
26t LC ha ⁻¹ incorporado	1559,08	1496,32	1577,94	1155,44	1138,31	1230,42
26t LC ha ⁻¹ superficial	979,83	985,94	991,69	NR	819,91	823,63

NR: Não realizado

Apêndice 7: Parâmetros químicos do solo nos tratamentos com lama de cal e acícula na superfície – média das três replicações.

Tratamentos	pH SMP		K (mg kg ⁻¹)		Mg (mg kg ⁻¹)		Cu (mg kg ⁻¹)		Zn (mg kg ⁻¹)	
	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90
0t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	4,7	4,5	27	44 ab	0,13	0,24 a	1,9	1,9 a	1,9	3,1 a
0t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	4,5	4,5	25	39 ab	0,14	0,15 a	1,8	1,8 a	1,7	4,2 a
0t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	4,5	4,5	29	36 ab	0,12	0,11 a	1,8	1,9 a	1,6	3,1 a
19t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,8	5,6	31	33 ab	0,27	0,32 a	1,4	1,5 a	2,2	3,2 a
19t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	5,5	5,5	16	20 a	0,22	0,31 a	1,6	1,6 a	1,6	2,3 a
19t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,3	5,5	23	27 ab	0,25	0,30 a	1,4	1,2 a	1,9	2,8 a
26t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,4	5,1	37	38 ab	0,40	0,38 a	1,3	1,6 a	1,8	2,0 a
26t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	5,4	5,2	40	37 ab	0,39	0,40 a	1,5	1,6 a	1,3	2,1 a
26t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,4	5,3	37	46 b	0,38	0,40 a	0,9	1,3 a	2,2	2,4 a

LC=Lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra não diferem entre si à probabilidade de 5%.

Apêndice 8: Parâmetros químicos do solo nos tratamentos com lama de cal e acícula incorporados ao solo – média das três replicações.

Tratamentos	pH SMP		K (mg kg ⁻¹)		Mg (mg kg ⁻¹)		Cu (mg kg ⁻¹)		Zn (mg kg ⁻¹)	
	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90
0t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	4,5	4,5	23	38 a	1,01	0,50 a	1,8	2,0 a	1,5	3,8 a
0t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	4,5	4,5	21	42 a	0,15	0,14 a	1,9	1,8 a	1,7	4,3 a
0t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	4,6	4,5	24	32 a	0,55	0,42 a	1,8	1,8 a	1,7	2,4 a
19t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,6	5,7	30	34 a	0,29	0,34 a	1,4	1,6 a	2,0	3,1 a
19t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	5,9	5,8	26	32 a	0,35	0,40 a	1,4	1,4 a	1,9	3,1 a
19t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,7	5,7	93	32 a	0,33	0,33 a	1,3	1,5 a	2,2	2,7 a
26t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,5	5,4	41	40 a	0,47	0,39 a	1,3	1,6 a	1,9	2,4 a
26t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	5,6	5,5	40	42 a	0,50	0,36 a	1,1	1,4 a	1,9	2,2 a
26t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,6	5,6	45	44 a	0,47	0,38 a	1,2	1,4 a	1,9	2,1 a

LC=Lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra não diferem entre si à probabilidade de 5%.

Apêndice 9: Parâmetros químicos do solo nos tratamentos sem acícula e com lama de cal na superfície – média das três replicações.

Tratamentos	pH SMP		K (mg kg ⁻¹)		Mg (mg kg ⁻¹)		Cu (mg kg ⁻¹)		Zn (mg kg ⁻¹)	
	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90
0t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	4,5	4,4	18	34 ab	0,11	0,16 a	1,9	1,8 a	1,6	3,1 a
0t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	4,5	4,5	14	35 ab	0,10	0,14 a	1,8	1,8 a	1,5	4,1 a
0t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	4,5	4,5	17	31 ab	0,15	0,14 a	1,9	1,8 a	1,5	2,1 a
19t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,4	5,5	16	21 a	0,20	0,27 ab	0,9	1,4 a	1,9	2,7 a
19t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	5,0	5,4	19	38 b	0,22	0,27 ab	0,9	1,2 a	2,5	1,9 a
19t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,8	5,4	28	32 ab	0,17	0,41 b	1,2	0,2 a	1,7	3,3 a
26t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,3	5,4	46	41 b	0,29	0,37 b	1,4	1,7 a	1,5	2,2 a
26t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	5,2	5,4	40	40 b	0,36	0,36 b	1,5	1,6 a	1,5	2,3 a
26t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,5	5,4	40	45 b	0,40	0,41 b	1,4	1,6 a	1,6	2,4 a

LC=Lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra não diferem entre si à probabilidade de 5%.

Apêndice 10: Parâmetros químicos do solo nos tratamentos sem acícula e com lama de cal incorporada ao solo – média das três replicações.

Tratamentos	pH SMP		K (mg kg ⁻¹)		Mg (mg kg ⁻¹)		Cu (mg kg ⁻¹)		Zn (mg kg ⁻¹)	
	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90	Dia 0	Dia 90
19t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,4	5,7	32	37 a	0,25	0,28 a	1,3	1,4 ab	1,8	1,9 ab
19t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	5,3	5,7	31	35 a	0,29	0,29 a	1,3	1,4 ab	1,9	1,7 a
19t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,2	5,7	29	36 a	0,26	0,28 a	1,4	1,3 ab	1,8	1,8 a
26t LC ha ⁻¹ e 0kg N ha ⁻¹	5,4	6,0	34	37 a	0,37	0,37 ab	1,2	1,2 a	1,8	1,9 ab
26t LC ha ⁻¹ e 40kg N ha ⁻¹	5,6	6,0	38	37 a	0,36	0,42 b	1,2	1,5 ab	1,8	1,8 ab
26t LC ha ⁻¹ e 80kg N ha ⁻¹	5,5	6,0	35	39 a	0,36	0,45 b	1,3	1,6 b	1,8	2,0 b

LC=Lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra não diferem entre si à probabilidade de 5%.

Apêndice 11: Acompanhamento da liberação de CO₂ (respirometria) ao longo do experimento nos solos dos tratamentos com lama de cal e acícula na superfície – média das três replicações.

mg C-CO ₂ Kg ⁻¹ de solo								
Tratamento	Dias							
	2	7	15	30	45	60	75	90
0t LC ha ⁻¹ e 0kgN ha ⁻¹	8,4	98,3	221,2	433,4	642,9	837,2	993,3	1126,1 ab
0t LC ha ⁻¹ e 40kgN ha ⁻¹	33,9	123,7	236,5	420,6	620,0	791,4	934,7	1057,3 a
0t LC ha ⁻¹ e 80kgN ha ⁻¹	31,3	108,5	216,2	410,4	650,6	837,2	985,6	1123,5 ab
19t LC ha ⁻¹ e 0kgN ha ⁻¹	153,5	363,1	626,1	935,0	1169,7	1363,6	1575,3	1756,5 c
19t LC ha ⁻¹ e 40kgN ha ⁻¹	173,9	370,7	638,9	973,2	1205,3	1399,2	1605,9	1810,0 c
19t LC ha ⁻¹ e 80kgN ha ⁻¹	179,0	383,5	679,6	1031,8	1271,5	1468,0	1677,2	1888,9 c
26t LC ha ⁻¹ e 0kgN ha ⁻¹	84,6	288,6	512,4	803,5	1027,4	1228,9	1368,2	1507,5 bc
26t LC ha ⁻¹ e 40kgN ha ⁻¹	94,5	308,5	549,8	870,6	1099,5	1298,5	1435,3	1582,0 bc
26t LC ha ⁻¹ e 80kgN ha ⁻¹	114,4	338,3	597,0	905,5	1126,9	1320,9	1462,7	1611,9 bc

LC=Lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey à probabilidade de 5%.

Apêndice 12: Acompanhamento da liberação de CO₂ (respirometria) ao longo do experimento nos solos dos tratamentos com lama de cal e acícula incorporados – média das três replicações.

mg C-CO ₂ Kg ⁻¹ de solo								
Tratamento	Dias							
	2	7	15	30	45	60	75	90
0t LC ha ⁻¹ e 0kgN ha ⁻¹	26,2	80,4	162,7	313,7	462,1	623,3	761,6	871,4 a
0t LC ha ⁻¹ e 40kgN ha ⁻¹	44,0	111,0	193,2	367,1	548,7	704,8	858,3	970,7 a
0t LC ha ⁻¹ e 80kgN ha ⁻¹	26,2	88,1	172,9	326,4	451,9	630,9	779,4	902,0 a
19t LC ha ⁻¹ e 0kgN ha ⁻¹	306,3	538,8	852,8	1199,8	1452,3	1643,7	1847,8	2041,7 b
19t LC ha ⁻¹ e 40kgN ha ⁻¹	336,9	541,4	832,4	1176,9	1414,1	1613,1	1814,7	2026,4 b
19t LC ha ⁻¹ e 80kgN ha ⁻¹	382,7	612,7	893,5	1225,3	1449,8	1628,4	1817,2	2021,3 b
26t LC ha ⁻¹ e 0kgN ha ⁻¹	368,2	646,8	950,2	1313,4	1574,6	1793,5	1942,8	2089,5 b
26t LC ha ⁻¹ e 40kgN ha ⁻¹	388,1	659,2	967,7	1338,3	1611,9	1833,3	2000,0	2139,3 b
26t LC ha ⁻¹ e 80kgN ha ⁻¹	412,9	684,1	975,1	1313,4	1562,2	1756,2	1895,5	2024,9 b

LC=Lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey à probabilidade de 5%.

Apêndice 13: Acompanhamento da liberação de CO₂ (respirometria) ao longo do experimento nos solos dos tratamentos com lama de cal superficial e sem acícula – média das três replicações.

Tratamento	mg C-CO ₂ Kg ⁻¹ de solo							
	Dias							
	2	7	15	30	45	60	75	90
0t LC ha ⁻¹ e 0kgN ha ⁻¹	16,0	34,6	68,5	148,1	212,6	292,3	377,0	446,2 a
0t LC ha ⁻¹ e 40kgN ha ⁻¹	0,7	24,4	86,3	148,1	207,5	289,7	371,9	448,7 a
0t LC ha ⁻¹ e 80kgN ha ⁻¹	8,4	32,1	60,8	120,1	166,7	246,4	333,7	420,7 a
19t LC ha ⁻¹ e 0kgN ha ⁻¹	156,1	263,8	384,2	545,4	662,9	783,0	918,3	1063,8 cd
19t LC ha ⁻¹ e 40kgN ha ⁻¹	363,2	439,4	514,1	591,2	650,9	700,6	817,5	904,6 bc
19t LC ha ⁻¹ e 80kgN ha ⁻¹	214,7	317,3	437,7	616,7	749,5	872,1	997,3	1130,0 d
26t LC ha ⁻¹ e 0kgN ha ⁻¹	92,0	191,5	293,5	420,4	524,9	626,9	711,4	801,0 b
26t LC ha ⁻¹ e 40kgN ha ⁻¹	121,9	221,4	318,4	450,2	554,7	669,2	758,7	845,8 b
26t LC ha ⁻¹ e 80kgN ha ⁻¹	131,8	246,3	363,2	512,4	631,8	728,9	808,4	893,0 b

LC=Lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey à probabilidade de 5%.

Apêndice 14: Acompanhamento da liberação de CO₂ (respirometria) ao longo do experimento nos solos dos tratamentos com lama de cal incorporada e sem acícula – média das três replicações.

Tratamento	mg C-CO ₂ Kg ⁻¹ de solo							
	Dias							
	2	7	15	30	45	60	75	90
19t LC ha ⁻¹ e 0kgN ha ⁻¹	340,8	456,8	538,9	638,4	705,6	757,8	852,4	922,0 a
19t LC ha ⁻¹ e 40kgN ha ⁻¹	360,7	464,3	543,9	645,9	713,1	762,8	857,3	924,5 a
19t LC ha ⁻¹ e 80kgN ha ⁻¹	385,6	489,2	573,8	685,7	757,8	815,0	907,1	974,3 ab
26t LC ha ⁻¹ e 0kgN ha ⁻¹	400,5	531,5	635,9	765,3	844,9	904,6	1011,6	1078,7 bc
26t LC ha ⁻¹ e 40kgN ha ⁻¹	442,8	581,2	693,2	827,5	934,5	1006,6	1123,5	1198,1 c
26t LC ha ⁻¹ e 80kgN ha ⁻¹	485,1	640,9	772,8	939,4	1066,3	1163,3	1305,1	1399,6 d

LC=Lama de cal

Tratamentos seguidos da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey à probabilidade de 5%.