INSTITUTO AGRONÔMICO

CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA TROPICAL E SUBTROPICAL

MINERALIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO DO LODO BIOLÓGICO GERADO NA INDÚSTRIA DE CELULOSE E PAPEL E SUA EFICIÊNCIA AGRONÔMICA

RICARDO PREVIDENTE MARTINS

Orientadora: Cleide Aparecida de Abreu

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre** em agricultura Tropical e Subtropical Área de Concentração em Gestão de Recursos Agroambientais

Campinas, SP
Abril 2009

Ficha elaborada pela bibliotecária do Núcleo de Informação e Documentação do Instituto Agronômico

M386m Martins, Ricardo Previdente
Mineralização de carbono e nitrogênio do lodo biológico gerado na indústria de celulose e papel e sua eficiência agrícola / Ricardo Previdente Martins. Campinas, 2009. 94 fls.

Orientadora: Cleide Aparecida de Abreu
Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais) – Instituto Agronômico

1. Matéria orgânica 2. Biossólido 3. Reciclagem I. Abreu, Cleide Aparecida de II. Título

CDD. 631.417

SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA
DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO AGRONÔMICO
Pós-Graduação
Av. Barão de Itapura 1481 Caixa Postal 28
13001-970 Campinas, SP - Brasil
(019) 3231-5422 ramal 194
pgiac@iac.sp.gov.br

INSTITUTO AGRONÔMICO

Curso de Pós-Graduação

Agricultura Tropical e Subtropical

Certificado de Aprovação

Título: **Mineralização de carbono e nitrogênio do lodo biológico gerado na indústria de celulose e papel e sua eficiência agronômica**

Aluno: **Ricardo Previdente Martins**

Área de Concentração: **Gestão de Recursos Agroambientais**

Processo SAA nº: **12198/07**

Presidente da Banca: **Dr. Cristiano Alberto de Andrade - IAC**

Aprovado pela Banca Examinadora:

Dr. Cristiano Alberto de Andrade - IAC

Dr. Jonas Jacob Chiaradia - Biossolo

Dra. Adriana Marlene Moreno Pires - EMBRAPA

Campinas, 30 de abril de 2009

Visto:

Adriana Parada Dias da Silveira
Coordenadora
Pós-Graduação Instituto Agronômico

"O espírito de solidariedade humana e de parentesco com toda a vida é fortalecido quando vivemos com reverência o mistério da existência, com gratidão pelo dom da vida, e com humildade considerando em relação ao lugar que ocupa o ser humano na natureza" (CARTA DA TERRA).

Aos meus pais
Emerson e Sandra,
DEDICO

A minha família, suporte da minha vida,
Aos meus professores, pelos ensinamentos,
Aos meus amigos, pela compreensão
OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

- A Deus pela vida e saúde.

- À Dra. Cleide Aparecida de Abreu pela paciência, amizade e orientação.

- Ao Dr. Cristiano Alberto de Andrade por sua dedicação à pesquisa agrícola, desprendimento e valorosa orientação e amizade.

- Ao Fernando Cassimiro da Silva, Gerente de Desenvolvimento Florestal da Companhia Melhoramentos, pelo voto de confiança, amizade e constante apoio ao longo desta caminhada, meu muito obrigado.

- À Dra. Adriana Pires, da EMBRAPA Meio Ambiente, Jaguariúna e ao Dr. Jonas Jacob Chiaradia, da Biossolo, por engrandecer este trabalho compondo a banca examinadora.

- À Dra. Aline Renée Coscione, Dra. Mônica Ferreira Abreu, Paula Prezotto, Luciana Damaceno, Luciana Taminato, Maria Vidal Imaculado e Rimena Domingues por ajudarem no trabalho de laboratório com competência e profissionalismo.

- Ao Instituto Agronômico de Campinas (IAC) e ao Programa de Pós Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical, por compartilharem com todos os interessados o conhecimento e a tecnologia semeada a mais de um século no Brasil.

- À Companhia Melhoramentos por tornar possível a dedicação exclusiva à pesquisa, pelo apoio irrestrito e o financiamento de todo o projeto. De modo especial ao Diretor Industrial Carlos Alberto Sanches Fava, ao Gerente Geral de Supply Chain Eduardo Del Manto, a toda Equipe do Departamento Técnico e Utilidades e toda Equipe Florestal, meu muito obrigado.

- A todos os pesquisadores e funcionários do Centro de Solos e Recursos Agroambientais.

- Aos colegas do curso de Pós Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical pela amizade, convívio e divertimento.

- À minha família: Emerson e Sandra, Giseli e Renato e Leandro, Rogério e Juliana, referências frequentemente consultadas para múltiplos assuntos.

- À FUNDAG.

SUMÁRIO

ÍNDICE DE TABELAS..... viii
ÍNDICE DE FIGURAS..... x
RESUMO..... xii
ABSTRACT..... xiv
1 INTRODUÇÃO..... 01
2 REVISÃO DE LITERATURA..... 04
2.1 Lodo biológico da indústria de celulose e papel..... 04
2.2 O uso agrícola de lodos biológicos e qualidade do solo..... 08
2.3 Aspectos legais sobre resíduos sólidos e lodos biológicos para uso agrícola..... 11
2.4 Taxa de mineralização de nitrogênio do lodo biológico, aspectos locacionais e monitoramento ambiental da área de influencia do projeto agrícola..... 17
2.5 Disponibilidade de nitrogênio em solos tratados com lodos biológicos..... 19
2.6 Efeitos na fertilidade do solo e disponibilidade de outros nutrientes..... 26
3 MATERIAL E MÉTODOS..... 30
3.1 Coleta e caracterização do lodo biológico gerado na indústria de celulose e papel e do solo..... 30
3.2 Mineralização de carbono em solo tratado com lodo biológico da indústria de celulose e papel..... 32
3.3 Mineralização de nitrogênio em solo tratado com lodo biológico da indústria de celulose e papel..... 33
3.4 Eficiência agronômica do lodo biológico da indústria de celulose e papel em fornecer N, P, S e B às plantas..... 35
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO..... 40
4.1 Análise química do solo e das amostras de lodo da indústria de celulose e papel utilizados na experimentação..... 40
4.2 Mineralização de carbono em solo tratado com lodo biológico da indústria de celulose e papel..... 44
4.3 Mineralização de nitrogênio em solo tratado com lodo biológico da indústria de celulose e papel..... 50
4.4 Eficiência agronômica do lodo biológico da indústria de celulose e papel em fornecer N, P, S e B às plantas..... 59
4.4.1 Fertilidade do solo..... 60
4.4.2 Desenvolvimento das plantas..... 67
4.4.3 Interação entre a disponibilidade de N, P, S e B no solo e absorção destes nutrientes pelas plantas de milho e recomendações agronômicas 75
5 CONCLUSÕES..... 84
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 85
ANEXOS..... 94

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Especificações (valores máximos ou mínimos) dos fertilizantes orgânicos mistos, compostos e vermicompostados..... 13

Tabela 2 - Aspectos para avaliar o potencial agronômico do lodo..... 15

Tabela 3 - Concentração máxima permitida (CMP) de alguns elementos químicos nos lodos biológicos, carga acumulada teórica permitida (CATP) de alguns elementos químicos pela aplicação anual de lodo de esgoto ou produto derivado em solos agrícolas e limites máximos de contaminantes (LMC) admitidos em fertilizantes orgânicos..... 16

Tabela 4 - Indicadores biológicos do lodo classe A e B..... 16

Tabela 5 - Taxa de mineralização do nitrogênio em diferentes lodos de esgoto..... 18

Tabela 6 - Relações entre a qualidade inicial do substrato e razões unitárias de C, N, P e S que determinam a disponibilidade de nutrientes no solo 23

Tabela 7 - Identificação, denominação e quantidade dos nutrientes N, P, S e B em cada tratamento, em mg $vaso^{-1}$ 38

Tabela 8 - Identificação, denominação e quantidade dos nutrientes N, P, S e B em cada tratamento, em kg ha^{-1} 39

Tabela 9 - Composição do lodo biológico proveniente de indústria de celulose e papel utilizado na experimentação de laboratório e de casa de vegetação, teores médios e carga teórica em 10 t ha^{-1} 41

Tabela 10 - Composição inorgânica do lodo biológico proveniente de indústria de celulose e papel utilizado nos experimentos; concentração máxima permitida (CMP) e carga acumulada teórica permitida (CATP) nos lodos biológicos, segundo o CONAMA; limite máximo de contaminantes (LMC) admitidos em fertilizantes orgânicos, conforme o MAPA. Carga inorgânica teórica em 10 t ha^{-1} 43

Tabela 11 - Atributos de fertilidade do ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO utilizado nos experimentos..... 44

Tabela 12 - Taxa de mineralização do carbono orgânico contido no LCP, após 63 dias de incubação. Valores médios de C emanado, na forma de CO_2 (g kg^{-1}) e taxas de mineralização (%)..... 48

Tabela 13 - Quantidade de N-orgânico aplicada nos tratamentos para fornecer 55 kg ha^{-1}, supondo 100, 50 e 25% de mineralização para as doses 1, 2 e 3, respectivamente. Representação das doses em campo em massa seca e úmida..... 51

Tabela 14 - N-inorgânico mineralizado do LCP..... 57

Tabela 15 - Taxa de mineralização do N-orgânico do LCP..... 57

Tabela 16 - Monitoramento do pH ao longo da incubação..... 58

Tabela 17 - Teor de N inorgânico, fósforo, enxofre e boro no solo antes do primeiro cultivo..... 61

Tabela 18 - Teor de N inorgânico, fósforo, enxofre e boro no solo antes do segundo cultivo..... 64

Tabela 19 - Teor de N inorgânico, fósforo, enxofre e boro no solo após o segundo cultivo..... 68

Tabela 20 - Concentração de N, P, S e B na parte aérea das plantas de milho do primeiro cultivo, 45 dias após a germinação..... 72

Tabela 21 - Concentração de N, P, S e B na parte aérea das plantas de milho do segundo cultivo, 47 dias após a germinação..... 72

Tabela 22 - Quantidade absorvida de N, P, S e B nas plantas de milho do primeiro cultivo, 45 dias após a germinação..... 74

Tabela 23 - Quantidade absorvida de N, P, S e B nas plantas de milho do segundo cultivo, 47 dias após a germinação..... 74

Tabela 24 - Valores de coeficiente de correlação (r) e nível de significância (Pr>Fc), obtidos a partir das correlações simples entre todos os pares de dados de N inorgânico no solo e N absorvido pelas plantas..... 77

Tabela 25 - Valores de coeficiente de correlação (r) e nível de significância (Pr>Fc), obtidos a partir das correlações simples entre todos os pares de dados de P disponível no solo e P absorvido pelas plantas..... 81

Tabela 26 - Valores de coeficiente de correlação (r) e nível de significância (Pr>Fc), obtidos a partir das correlações simples entre todos os pares de dados de S disponível no solo e S absorvido pelas plantas..... 81

Tabela 27 - Valores de coeficiente de correlação (r) e nível de significância (Pr>Fc), obtidos a partir das correlações simples entre todos os pares de dados de P disponível no solo e P absorvido pelas plantas..... 82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema geral de uma estação de tratamento de efluentes da indústria de celulose e papel com lodo ativado..... 5

Figura 2 - O solo (pedosfera) como componente integrador do ciclo do C, H, N e P entre diferentes esferas fundamentais: biosfera, litosfera, hidrosfera e atmosfera (SILVA e SÁ MENDONÇA, 2007)..... 8

Figura 3 - Macrofunções do solo (GEODERT e OLIVEIRA, 2007)..... 9

Figura 4 - Fluxos do C e do N durante a decomposição de resíduos orgânicos (MARY et al., 1996)..... 22

Figura 5 - Evolução das quantidades de carbono liberado e acumulado por 63 dias de incubação, na forma de CO_2. As doses 0, 1, 2 e 3 representam em massa seca de LCP: 0; 1,6; 3,2 e 6,5 t ha^{-1}, respectivamente. A glicose foi aplicada equivalente a 3,8 t ha^{-1}..... 45

Figura 6 - Cinética de mineralização do carbono em função do tempo em misturas de solo e lodo biológico de indústria de celulose e papel incubados por 63 dias. As doses de LCP adicionaram, em mg kg^{-1} de $C\text{-}CO_2$: (a) Dose 1 = 1897; (b) Dose 2 = 3794; (c) Dose 3 = 7587. A dose de glicose adicionou, em $C\text{-}CO_2$: (d) Glicose = 3227 mg kg^{-1}. Resultados obtidos a partir do ajuste de valores de C-CO, descontados o controle (dose 0), em função do tempo (t): $C_m = C_0 (1 - e^{-k.t})$; em que: C_m = C mineralizado, em mg kg^{-1} no tempo "t"; C_0 = C potencialmente mineralizado, em mg kg^{-1}; e k = constante de velocidade da reação em dia^{-1}..... 47

Figura 7 - Cinética de mineralização do nitrogênio em função do tempo em misturas de solo e lodo biológico de indústria de celulose e papel incubados por 126 dias. as dose representam em base seca a adição de lodo: (a) Dose 0, somente solo, sem adição de lodo; (b) Dose 1, 27,5 mg kg^{-1} de N-orgânico; (c) Dose 2, 55 mg kg^{-1} de N-orgânico; (d) Dose 3, 110 mg kg^{-1} de N-orgânico. Resultados obtidos a partir do ajuste de valores de N-inorgânico descontados a média do tempo zero, em função do tempo (t): $N_{-min} = N_0 (1 - e^{-k.t})$; em que N_{-min} = N mineralizado em mg kg^{-1} no tempo "t"; N_0 = N potencialmente mineralizado, em mg kg^{-1}; e k = constante de velocidade da reação em dia^{-1}..... 52

Figura 8- Sintomas de deficiência de P em plantas de milho do primeiro cultivo, aos 15 dias após o plantio: a) vista superior, aspecto geral da planta com deficiência caracterizada pelo arroxeamento das folhas velhas; b) detalhe da porção mediana da folha velha em processo de recuperação da deficiência..... 59

Figura 9 - Produção de massa seca da parte aérea e raiz de plantas de milho aos 45 dias após a germinação no primeiro cultivo. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula, comparação em cada parte da planta, e pela mesma letra minúscula para o total da planta, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott 5%..... 69

Figura 10 - Produção de massa seca da parte aérea e raiz de plantas de milho aos 47 dias após a germinação no segundo cultivo. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula, comparação em cada parte da planta, e pela mesma letra minúscula para o total da planta, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott 5%..... 69

Figura 11 - Teores de N inorgânico no solo antes de cada cultivo de milho e ao final de dois cultivos sucessivos..... 78

Figura 12 - Teores de P-resina no solo antes de cada cultivo de milho e ao final de dois cultivos sucessivos..... 78

Figura 13 - Teores de S-SO_4^{2-} no solo antes de cada cultivo de milho e ao final de dois cultivos sucessivos..... 79

Figura 14 - Teores disponíveis de B no solo antes de cada cultivo de milho e ao final de dois cultivos sucessivos..... 79

MARTINS, Ricardo Previdente. **Mineralização de carbono e nitrogênio do lodo biológico gerado na indústria de celulose e papel e sua eficiência agrícola.** 2009. 86f. Dissertação (Mestrado em Gestão dos Recursos Agroambientais) – Pós-Graduação – IAC.

RESUMO

Indústrias de Celulose e Papel utilizam quantidades apreciáveis de água em seus processos produtivos, cujo tratamento posterior em estações específicas dá origem a um lodo biológico (LCP) essencialmente orgânico e com potencial para reciclagem agrícola, como fonte de nutrientes para as plantas. O presente trabalho teve como objetivos determinar a mineralização do carbono e do nitrogênio do LCP após aplicação no solo; e avaliar o potencial desse resíduo em fornecer N, P, S e B às plantas. A mineralização do C e do N foi determinada em laboratório, a partir de misturas solo/LCP (doses correspondentes a 0; 1,6; 3,2 e 6,5 t ha^{-1}, massa seca), com incubação a 25-28^{o}C e umidade da ajustada e mantida a 70% da capacidade de retenção de água. O potencial do LCP em fornecer N, P, S e B às plantas foi avaliado em casa de vegetação, utilizando vasos com 5 kg de solo, em delineamento experimental de blocos ao acaso, quatro repetições e dois cultivos sucessivos de milho. Os tratamentos foram definidos para avaliação do LCP como fonte exclusiva de cada um dos nutrientes de interesse (N, P, S e B), mantendo-se o suprimento dos demais adequado e comparando-se com tratamento que recebeu fertilização mineral. Os resultados de mineralização do C e do N evidenciaram que a fração orgânica do LCP é facilmente biodegradável após a aplicação no solo, estimulando a atividade da microbiota edáfica, com 41% do C mineralizado em 63 dias e 90% do N em 126 dias. O LCP mostrou-se como boa fonte para fornecimento de N, P, S e B às plantas de milho. A quantidade de N absorvida pelo milho no primeiro cultivo em função do uso do LCP como fonte desse nutriente foi semelhante ao verificado no tratamento com adubação mineral, porém inferior a este último no segundo cultivo, confirmando que o LCP pode ser adequadamente recomendado com base na mineralização do N e na demanda pela cultura, conforme preconizado pela legislação nacional sobre o assunto. Com relação ao fornecimento de P, S e B via LCP, a dinâmica de disponibilização foi mais lenta e gradual, quando comparada a do N. Os teores de P e S no solo com LCP, antes do segundo cultivo, foram, respectivamente, 10 e 1,5 vezes maiores do que os encontrados antes do primeiro cultivo, enquanto no tratamento com adubação mineral o aumento do teor de P foi de somente 4 vezes e não

se observou maior disponibilidade de S no solo. O B foi o único nutriente que apresentou aumento do coeficiente de correlação do primeiro para o segundo cultivo, quando utilizados resultados dos teores no solo e quantidades absorvidas pelo milho. Nesse sentido, além do N, o LCP forneceu também P, S e B nos cultivos sucessivos de milho, evidenciando potencial para redução das adubações minerais com o uso desse resíduo.

Palavras-chave: Biossólido, matéria orgânica, reciclagem.

MARTINS, Ricardo Previdente. **Carbon and nitrogen mineralization of paper mill sludge and agronomical efficiencies.** 2009. 94p. Dissertation (Master degree in Tropical and Subtropical Agriculture) – Post-Graduation – IAC.

ABSTRACT

The pulp and paper making industry is a very water intensive industry and the specific wastewater treatment generates paper mill sludge (LCP), which is essentially organic waste and can be agricultural recycled as plant nutrient. The object of this study was to determine carbon and nitrogen mineralization after LCP soil amendment; and to evaluate the potential of this waste in supply N, P, S and B to the plants. The C and N mineralization were determinate in laboratory, from soil/LCP mixtures (doses: 0; 1,6; 3,2 and 6,5 t ha^{-1}, dry base) incubated at 25-28 °C and 70% of water retention soil capacity. The LCP's potential in supplying N, P, S and B to the plants was evaluated under greenhouse conditions, using vases with 5 kg of soil, experimental delineation was in random blocks with four repetitions and two successive corn development. The treatments were designed to evaluate LCP's exclusive source of each interest nutrients (N, P, S and B), keeping the supply of the other nutrients adequate and comparing them with the treatment that received mineral fertilization. The results of C and N mineralization evidenced that LCP's organic fraction is easily biodegradable after the application in the soil, stimulating soil microbial activity; with the C mineralization rate at 41% in 63 days, and the N mineralization rate at 90% in 126 days. The LCP amendment is a good source for the supply of N, P, S and B to the corn plants. In the first crop growth LPC provided the same amount of N absorbed by the plants of mineral fertilizer treatment, however, it was lower than this last one in the second crop growth, confirming that LCP can be adequately recommended considering the N mineralization information and the culture N requirements according to the national guidelines. Regarding the supply of P, S and B by LCP amendment, the mineralization of these nutrients was slower and gradual, when compared to the N rates. Before the second crop growth, the availability of P and S in the soil were respectively, 10 and 1,5 times larger than the first crop growing, while in the mineral fertilizers treatment, P availability improvement was only 4 times larger and a lager availability of S was not observed. B was the only nutrient that showed increased correlation coefficient from the first to the second crop growth when the results of soil B concentration and the amount absorbed by corn plants were used. Considering the results obtained, in addition to nitrogen, LCP

supplied P, S and B requirements for corn development in successive cultivations and suggested that this residue can be applied on agricultural soils and therefore it can reduce the amount of mineral fertilizer applied to soils where LCP is employed.

Key words: Biosolids, organic matter, recycling.

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é o 6º maior produtor mundial de celulose e o 11º colocado na produção de papel, com 12 e 9 milhões de toneladas produzida por ano, respectivamente (BRACELPA, 2008). Este seguimento industrial é considerado o terceiro maior consumidor de água, perdendo apenas para o setor da mineração e o químico. O consumo de água varia em função do tipo de papel produzido e, mesmo contando com equipamentos e processos modernos e eficientes, pode chegar até 60 m^3 por tonelada de papel produzido (THOMPSON et al., 2001).

Toda a água servida, seja para os processos produtivos industriais e/ou domésticos, deve ser conduzida a uma estação de tratamento de efluentes (ETE) para adequação da qualidade da água retornada, antes do lançamento em corpos d'água receptores. No entanto, além da água de qualidade compatível com o meio receptor, o tratamento na ETE gera quantidade apreciável de lodo biológico, cuja disposição final no ambiente deve ser adequadamente realizada.

Em alguns países da Europa este resíduo é incinerado, em outros é aproveitado na agricultura, enquanto no Brasil a disposição deste tem sido feita geralmente em aterro sanitário controlado, com elevado custo de operação para a ETE, potencial geração de passivo ambiental e comprometimento no uso futuro dessa área.

A reciclagem agrícola de lodos biológicos, como alternativa à disposição em aterro sanitário controlado ou incineração, pode beneficiar atributos físicos e químicos do solo e deste modo, incrementar a produção das culturas, em função de seu conteúdo orgânico, atuando como condicionador de solo e/ou fonte de nutrientes às plantas.

Em regiões Tropicais e Subtropicais, onde predominam solos ácidos, altamente intemperizados, com baixa fertilidade natural e reduzido teor de matéria orgânica, a aplicação agrícola de lodos biológicos tende a proporcionar efeitos positivos significativos nos atributos de fertilidade do solo. Nessas regiões, outro importante fato relaciona-se ao acesso restrito ao crédito por partes dos agricultores para financiar a compra de insumos agrícolas. O baixo emprego de fertilizantes, além de limitar a produtividade, pode implicar em depauperamento dos solos, levando ao abandono da área, erosão e subutilização dos solos.

Desta forma, o lodo biológico gerado em estações de tratamento de efluentes domésticos e industriais, quando adequados para o uso agrícola, representa uma

alternativa de baixo custo de aquisição para a fertilização em comparação aos insumos minerais. Fontes alternativas de nutrientes, como os lodos, conhecidos também por biossólidos, possibilitam reduzir os custos fixos de produção, o que favorece maiores margens de lucro para o produtor, considerando que o produtor tenha fácil acesso a equipamentos para a aplicação do material.

No Brasil, para obtenção do registro do lodo como produto ou a autorização para o uso agrícola, é necessário atender as exigências estabelecidas na Instrução Normativa do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento nº 23 e 27 (MAPA, 2005; MAPA, 2006) ou estar de acordo com os limites impostos na Resolução Federal do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 375 (CONAMA, 2006). No Estado de São Paulo, a licença ambiental para uso agrícola de lodo biológico doméstico ou industrial é concedida pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, quando todos os requisitos exposto na legislação (CESTESB,1999) forem atendidos.

A literatura internacional sobre o emprego agrícola do lodo biológico gerado em indústrias de celulose e papel (LCP) é relativamente abundante, de maneira especial na Europa, EUA e no Canadá. A literatura nacional, entretanto, é escassa e demanda maiores informações para balizar o manejo agrícola deste tipo de material, de forma ambientalmente segura, economicamente viável e agronomicamente eficiente.

O presente estudo possibilitará compreender a dinâmica de liberação de alguns nutrientes presentes no LCP e seu efeito na nutrição mineral das plantas adubadas com esta fonte orgânica, providenciando informações que permitam conjugar eficiência agronômica e segurança ambiental na utilização em campo deste material.

As hipóteses do presente trabalho foram:

a) o lodo biológico da indústria de celulose e papel é facilmente biodegradável após aplicação no solo, refletindo em rápida liberação do nitrogênio originalmente presente em compostos orgânicos;
b) a taxa de mineralização do nitrogênio determinada em incubação de laboratório reflete a disponibilidade desse elemento às plantas; e
c) o material fornece, além do nitrogênio, fósforo, enxofre e boro.

Seguindo algumas prerrogativas estabelecidas no Manual Técnico P4.230 da CETESB (CETESB,1999) e/ou na Resolução Federal CONAMA nº 375 (CONAMA, 2006) os objetivos do trabalho para testar as hipóteses foram:

a) caracterizar física e quimicamente o lodo biológico;

b) determinar a biodegradabilidade do material;

c) determinar a taxa de mineralização de N em misturas de solo-lodo e acompanhar o efeito no pH do solo;

d) determinar o potencial do lodo em fornecer N, P, S e B às plantas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Lodo biológico da indústria de celulose e papel

Atualmente, diversas indústrias brasileiras estão realizando programas internos de reciclagem dos seus resíduos sólidos, pois a segregação do material, ainda na fonte geradora, diminui o volume total de resíduos, reduz os custos operacionais e, em alguns casos, pode gerar uma nova receita (ANDRADE e ABREU, 2006). Entre os principais tipos de reciclagem, os autores citam: de material orgânico, para a fabricação de compostos e fertilizantes; de papel, cartões e cartolinas para a fabricação de papel reciclado; de plástico, cacos de vidros e metais para uso na própria indústria, ou para a fabricação de produtos recicláveis, como as embalagens.

Nas indústrias nacionais de celulose e papel tipo Kraft a geração de resíduos pode ser expressiva, com valores entre 150 e 200 kg t^{-1} (massa seca) de celulose produzida, em que as cascas representam 24%, a lama de cal 22%, os lodos de efluentes 17%, o dregs e o grits 14% e as cinzas 11% do total (NOLASCO et al., 2000; BELLOTE et al., 2003).

Este seguimento industrial depara-se com problemas de ordem ambiental, devido à grande quantidade de resíduos gerados. A opção por aterro sanitário para disposição final destes resíduos é inviável, em função dos altos custos para sua implantação e manutenção, além da exigência de cuidados especiais no manuseio, tendo em vista os riscos de contaminação ambiental (BELLOTE et al., 2003).

Neste sentido, uma alternativa promissora é a reciclagem agrícola de alguns resíduos, como o lodo biológico gerado no sistema de tratamento de efluentes da indústria de celulose e papel (LCP), que em comparação aos demais resíduos produzido no setor, ocupa grande volume físico, devido a sua elevada umidade. Este material é produzido constantemente ao longo do dia, podendo, muitas vezes, ultrapassar a produção de 100 t dia^{-1} de lodo com umidade de 80%, por exemplo.

O LCP também é chamado de resíduo celulósico enquanto na estação de tratamento de efluente (ETE) é conhecido como resíduo secundário ou biológico, conforme pode ser observado no esquema da Figura 1. Outra conotação frequentemente utilizada para os lodos biológicos é biossólido, quando o material apresenta potencial para ser reciclado em sistemas de produção agrícola.

Na ETE, o efluente industrial bruto chega ao tanque de decantação primário (Figura 1). Neste tanque é possível separar a água, que necessita de tratamento, das fibras de madeira perdidas durante o processo produtivo. A clarificação primária do efluente ocorre por sedimentação ou flotação, removendo grande quantidade de sólidos suspensos, com eficiência média superior a 80% (THOMPSON et al., 2001). Este resíduo recuperado é essencialmente fibroso, constituindo o resíduo primário, rico em celulose e hemicelulose, porém baixos teores de nutrientes. A concentração de N, neste resíduo, varia entre 0,1 a 0,25%, massa seca (BELLAMY et al., 1995). Em alguns casos, as fibras recuperadas podem ser utilizadas na fabricação de papelão corrugado ou misturadas ao lodo biológico para reciclagem agrícola, por exemplo.

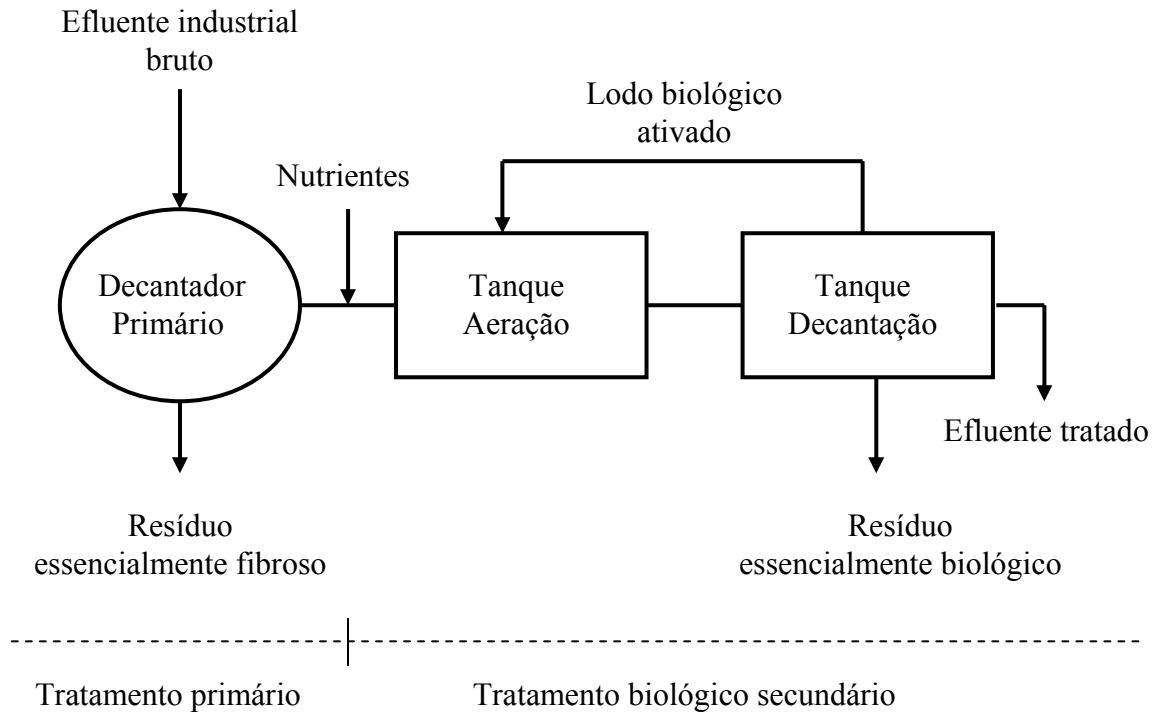


Figura 1 - Esquema geral de uma estação de tratamento de efluentes da indústria de celulose e papel com lodo ativado.

No tanque de aeração e no tanque de decantação o tratamento secundário do efluente normalmente é biológico e por lodo ativado (Figura 1). Segundo BELLAMY et al. (1995), em função da baixa concentração de nutrientes no efluente, normalmente é necessário adicionar N e P para o desenvolvimento populacional das bactérias, que irão degradar a carga orgânica suspensa e dissolvida na água residuária.

Durante o tratamento biológico (Figura 1), o lodo ou a biomassa excedente é removida periodicamente e normalmente conduzida a aterros sanitários controlados.

Caso o destino do lodo seja o aterro, junto a este material é descartado expressiva quantidade de nutrientes, pois a concentração de N pode ser considerada elevada, 3-4 %, e a P moderada, 0,1-0,3% da massa seca do lodo (BELLAMY et al., 1995), entre outros elementos.

O LCP pode ser compreendido também como biomassa microbiana morta e, desta forma, um material rico em nutrientes. Segundo MOREIRA e SIQUEIRA (2006), cada célula procariótica possui: a) cerca de 25 milhões de macromoléculas de 2.500 tipos diferentes que podem ser agrupadas em proteínas, polissacarídeos, lipídios, DNA, RNA; b) monômeros (aminoácidos, açúcares e nucleotídeos e seus precursores); c) e íons inorgânicos, além do carbono, hidrogênio e nitrogênio que são os constituintes principais destas moléculas orgânicas.

Durante o processo de polpação da madeira, do branqueamento da celulose e produção do papel, são utilizadas substâncias inorgânicas impregnantes como sódio, peróxido, sílicas, clorados e no caso da impressão do papel são aplicados tinturas. Deste modo, assim como outras substâncias, o sódio é acrescido ao lodo indiretamente.

A utilização de processos de branqueamento isentos de cloro (ECF: Elemental Chorine Free e TCF: Totally Chorine Free) tem contribuído significativamente com a diminuição de compostos organoclorados (PERALTA-ZAMOURA et al., 1996). Os compostos organoclorados possuem elevado potencial de toxicidade para diversos organismos aquáticos e alta resistência à degradação microbiana e, por isso, vêm sendo banidos dos processos produtivos. Contudo, especial atenção deve ser dispensada no estudo destes compostos organoclorados bem como outros compostos orgânicos persistentes.

Algumas indústrias promovem a reciclagem dos papéis, envolvendo a re-polpação mecânica e adição de detergentes/sulfactantes para a remoção dos pigmentos de tinta de impressão. O efluente destas fábricas inclui fibras não recuperáveis, argilas finas e outros sólidos, que são despejados ao tratamento primário e, na seqüência, ao secundário, na maior parte das ETE (BELLAMY et al., 1995; AITKEN et al., 1998). Neste caso, o lodo biológico gerado na indústria que promove a reciclagem de papeis (LR) são caracterizados pela elevada relação C/N (> 60), devido ao teor de celulose e hemicelulose.

Segundo THOMPISON et al. (2001), somente algumas indústrias realizam tratamento terciário ou a remoção da coloração, que atua como clarificação secundária.

Tal processo parece caminhar para a obrigatoriedade, concomitantemente às discussões e avanços relacionados à legislação pertinente.

Após o tratamento secundário, o efluente possui reduzida carga orgânica e pode ser lançado no rio, observado o exposto na Resolução nº 357 do CONAMA (CONAMA, 2005) que especifica a qualidade do efluente a ser lançado e classifica os rios que podem receber tais efluentes.

O LCP e LR são resíduos de natureza essencialmente orgânica, com baixa concentração de metais pesados, relativamente isentos de contaminantes químicos, tendo em sua composição, principalmente, nutrientes como N, P, K, Ca, Mg e S (BELLAMY et al., 1995; RODRIGUES, 2004).

Quanto aos metais pesados, os LCP e LR apresentam, normalmente, concentrações inferiores às observadas em outros tipos de lodos, como os municipais, da indústria de couro e gelatina, e abaixo das concentrações que limitam seu uso agrícola. A exceção dos outros elementos, o Cu aparece em maior concentração nos LR, pois está associado aos pigmentos das tintas. Entretanto, o Cu apresenta-se em níveis aceitáveis nestes lodos e não há indícios de elevada concentração no tecido das plantas, devido à provável complexação do elemento com a matéria orgânica (BELLAMY et al., 1995).

Em relação aos lodos biológicos gerados em ETE municipais, conhecido como lodo de esgoto, que possui composição típica em torno de 40% de matéria orgânica, 4% de nitrogênio, 2% de fósforo e quantidades variáveis dos demais macro e micronutrientes (BETTIOL e CAMARGO, 2006), o LCP e o LR têm como vantagem a menor carga de metais pesados e podem ser livres de patógenos, quando essencialmente de origem industrial.

Independente da origem, os lodos biológicos, urbano ou industrial, geralmente possuem o mesmo princípio de tratamento dos efluentes, resultando num material muito semelhante quanto à composição química e degradação no solo. Apesar da escassez de trabalhos nacionais com LCP e LR, os estudos desenvolvidos com lodo de esgoto podem ajudar a balizar o manejo agrícola deste resíduo industrial, que deverá ser disposto de forma economicamente viável e agronomicamente eficiente visando promover maior sustentabilidade ambiental das atividades desempenhadas nestas organizações.

Deste modo, os resultados de inúmeros experimentos nacionais sobre o uso agrícola de lodos biológicos municipais apresentam o potencial de reaproveitamento

dos LCP e LR. Esta nova prática pode reduzir custos da ETE com a disposição final em aterros controlados, retornando ganhos na qualidade ambiental do solo agrícola, de forma a contribuir positivamente na nutrição mineral de diferentes culturas, além de possibilitar incrementos na produção.

2.2 O uso agrícola de lodos biológicos e qualidade do solo

A qualidade do ambiente depende da conjuntura de eventos e possibilidades presentes num referido local, e contribuem, sobremaneira, as atividades de cunho antrópico e os fenômenos de ocorrência natural, que se desenvolvem nas esferas fundamentais da litosfera, biosfera, atmosfera e hidrosfera (PIERZYNSKY et. al, 1993).

Conforme destacado da Figura 2, o solo é o compartimento terrestre que apresenta grande dinamismo em seus constituintes e está intimamente ligado às características e aos processos que ocorrem nas demais esferas. Os ciclos de alguns elementos essenciais à vida no planeta, tais como do C, do H, do N e do P, ocorrem parcialmente no solo e podem ser alterados em função de intervenções antrópica nesta esfera, com reflexos na qualidade dos recursos naturais, inclusive do próprio solo.

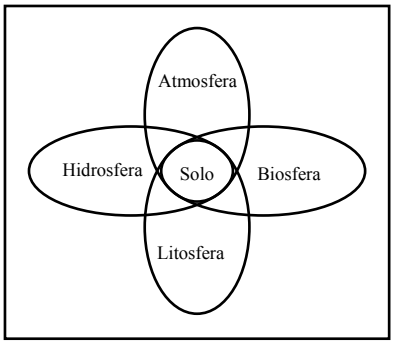


Figura 2 - O solo (pedosfera) como componente integrador do ciclo do C, H, N e P entre diferentes esferas fundamentais: biosfera, litosfera, hidrosfera e atmosfera (SILVA e SÁ MENDONÇA, 2007).

Do ponto de vista agrícola, a qualidade do solo pode ser entendida como a capacidade de tal recurso em exercer várias funções, dentro dos limites do uso da terra e do ecossistema, para sustentar a produtividade biológica, manter ou melhorar a qualidade ambiental e contribuir para a saúde das plantas, dos animais e do homem (DORAN e PARKIN, 1994; GEODERT e OLIVEIRA, 2007).

O solo desempenha diferentes macrofunções (Figura 3), além de servir como matéria prima ou meio indispensável para o desenvolvimento das plantas, animais e das

atividades humanas. Intensamente este recurso têm sido utilizado como meio depurador de matéria ou energia, contida em alguns resíduos. Por outro lado, a depuração destes materiais pode beneficiar atributos químicos e físicos dos solos, favorecendo o desenvolvimento vegetal.

De modo a evitar o simples descarte de determinados materiais no ecossistema, órgãos públicos e privados, bem como programas de qualidade total, fomentam a busca por alternativas econômica e ecologicamente viáveis e sustentáveis, respectivamente, de disposição de resíduo no solo. A utilização do solo como meio depurador deverá sempre ser manejada seguindo critérios técnicos específicos pré-estabelecidos, considerando principalmente a origem e natureza química, física e biológica do material.

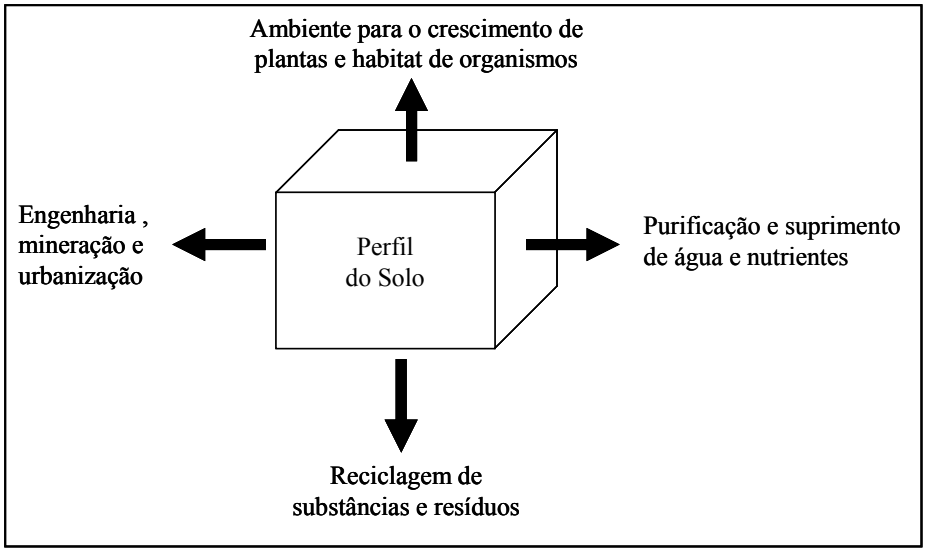


Figura 3 - Macrofunções do solo (GEODERT e OLIVEIRA, 2007).

As alternativas mais usuais para a disposição final de lodos biológicos são: a) disposição em aterro sanitário (aterro exclusivo e co-disposição com resíduos sólidos urbanos); b) reuso industrial (produção de agregado leve, fabricação de tijolos e cerâmica e produção de cimento); c) incineração (incineração exclusiva, co-incineração com resíduos sólidos urbanos); d) conversão em óleo combustível; e) recuperação de solos (recuperação de áreas degradadas e mineração); f) "landfarming" e reciclagem agrícola e florestal (aplicação direta no solo, compostagem, fertilizantes e solo sintético) (TSUTYA, 2000).

A prática da reciclagem agrícola de lodos é frequentemente recorrida por reaproveitar um material rico em nutrientes e energia visando beneficiar atributos do

solo e, consequentemente favorecer a produção de alguns alimentos, madeiras e fibras, por exemplo. Os benefícios promovidos às plantas e ao solo estão normalmente correlacionados com a elevada carga orgânica contida nos lodos.

Sabe-se que em grande parte do território brasileiro predomina solos altamente intemperizados, a maioria pertencente à ordem dos Latossolos onde predominam argilominerais de baixa atividade (sesquióxidos de argila 1:1), que lhes conferem, juntamente com a matéria orgânica do solo (MOS), carga variável dependente de pH (GEODERT e SEBASTIÃO, 2007). Nestas condições os lodos biológicos podem atuar com grande potencial de condicionador e/ou fertilizante, contribuindo de forma positiva para a qualidade ambiental e agrícola dos solos.

Nos últimos vinte anos, mais de um milhão de toneladas do LCP e do LR combinados ou não com outros resíduos gerados no setor, foram aplicados nos solos agrícolas do Canadá, EUA e da Noruega (N´DAYEGAMIYE, 2006).

Experimentações envolvendo sucessivas aplicações ao solo agrícola de LCP, LR, combinados com resíduo primário e/ou compostados com galhos, têm demonstrado o potencial destes como efetivos condicionadores e fertilizantes do solo. Entretanto, os maiores questionamentos ambientais do gerenciamento destes resíduos estão relacionados, principalmente, com: a) mineralização e lixiviação de N (NKANA et al., 1999; BURGOS et al., 2005); b) capacidade de fornecer N e o efeito na produção e nutrição mineral das plantas (AITKEN et al., 1998; VAGSTAD et al., 2001; N´DAYEGAMIYE, 2006); c) efeitos nos atributos físicos e químicos do solo (FOLEY e COOPERBAND, 2002; PRICE e VORONEY, 2007) d) e efeitos na lixiviação e perda por arraste do P para águas superficiais e sub-superficiais (BRAUER et al., 2005).

A respeito da aplicação de água residuária e de lodos no solo não constituírem uma prática nova, a reciclagem deste material em sistemas produtivos vegetais ou em áreas degradadas é uma prática relativamente recente e, que ainda, não se encontra bem difundida (BETTIOL e CAMARGO, 2006). Neste sentido, o correto manejo do lodo biológico na agricultura deve ser orientado e regulamentado por órgãos ambientais e agrícolas, de forma a promover benefícios à qualidade do solo de maneira ambientalmente segura e agronômicamente eficaz.

2.3 Aspectos legais sobre resíduos sólidos e lodos biológicos para uso agrícola

Em diferentes países a aplicação de lodos municipais e industriais normalmente é regulamentada por órgãos ambientais e agrícolas. Entretanto, no Reino Unido, determinados resíduos não agrícolas, como os LCP ou LR, podem ser aplicados sem a necessidade de licença prévia, quando tal atividade resultar em benefício ambiental ou agrícola. Contudo, a aplicação deve ser manejada cuidadosamente para não colocar em risco o meio ambiente e/ou a saúde dos animais (AITKEN et al., 1998).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) possui um conjunto de normas para padronização, a nível nacional, da classificação de resíduos sólidos, fundamentada nas propriedades químicas, físicas e infecto-contagiosas dos resíduos que serão destinados para aterros:

- NBR 10004 – "Resíduos Sólidos – Classificação" (ABNT, 2004);
- NBR 10005 – "Lixiviação de Resíduos – Procedimento" (ABNT, 2004);
- NBR 10006 – "Solubilização de Resíduos – Procedimento" (ABNT, 2004); e
- NBR 10007 – "Amostragem de Resíduos – Procedimento" (ABNT, 2004).

De acordo com a NBR 10004, os Resíduos Classe I são considerados perigosos por sua reatividade, corrosividade, inflamabilidade, toxicidade e/ou patogenicidade. Os Resíduos Classe II-A constituem o grupo dos não-inertes e podem apresentar algumas propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água, mas não se enquadram na Classe I como perigosos ou na Classe II-B como inertes. Os Resíduos Classe II-B são os inertes, ou seja, não representam maiores problemas para a saúde pública ou risco para o ambiente. Lodos biológicos podem conter patógenos e, desta forma, serem enquadrados como Classe I. Entretanto, a patogenicidade pode ser reduzida por práticas simples como a compostagem ou pela estabilização com cal, possibilitando classificar como resíduo Classe II-A.

Legalmente, no âmbito federal, os lodos biológicos podem ter sua aplicação agrícola regulamentada pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), obtendo-se autorização ou até mesmo o registro do lodo como produto. Porém, na grande maioria dos casos, o uso agrícola dos lodos, está vinculado exclusivamente ao Ministério do Meio Ambiente, por meio do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que orienta os órgãos ambientais competentes dos Estados e/ou Municípios. No caso do Estado de São Paulo, as aprovações das licenças ambientais para o manejo agrícola dos lodos biológicos, obrigatoriamente, devem ser

aprovados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), mesmo quando há registro do material como produto pelo MAPA.

Conforme o Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004 (MAPA, 2004), que aprova o regulamento da Lei nº 6.894, de dezembro de 1980, compete ao MAPA à inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura. Tais insumos agrícolas, para serem comercializados ou importados deverão atender aos limites estabelecidos na Instrução Normativa nº 27, de 5 de julho de 2006 (MAPA, 2006), que define as concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas.

Os lodos biológicos podem ser enquadrados como fertilizantes orgânicos, desde que em concordância com o descrito na Instrução Normativa nº 23, de 31 de agosto de 2005 (MAPA, 2005), que aprova as definições e normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura.

A Instrução Normativa nº 23 (MAPA, 2005) define fertilizante orgânico como todo produto de natureza fundamentalmente orgânica, obtido por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, vegetal ou animal, enriquecido ou não de nutrientes minerais. As seguintes denominações são adotadas: fertilizante orgânico simples, mistos e compostos, lodo de esgoto, vermicomposto, composto de lixo e fertilizante organomineral. Os fertilizantes acima citados são classificados de acordo com a matéria prima utilizada na sua produção em:

- Classe "A": fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos da agroindústria, onde não sejam utilizados no processo o sódio (Na^+), metais pesados, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos;
- Classe "B": fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima oriunda de processamento da atividade industrial ou da agroindústria, onde o sódio (Na^+), metais pesados, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos são utilizados no processo;

- Classe “C”: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura; e
- Classe “D”: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura.

A qualidade do fertilizante deve ser garantida para o registro definitivo do produto, atendendo ao exposto na referida instrução. As especificações e garantias dos fertilizantes orgânicos mistos, compostos e vermicompostados são apresentadas na Tabela 1. O fertilizante orgânico deve conter, dependo do caso, entre 50 a 70% de umidade, no mínimo 1% de N e 15% de C, resultando numa relação C/N máxima de 12 para os produtos vermicompostados ou de 18 para os demais produtos.

Tabela 1 - Especificações (valores máximos ou mínimos) dos fertilizantes orgânicos mistos, compostos e vermicompostados.

Garantia	Misto/composto				Vermicomposto Classes A, B, C, D
	Classe A	Classe B	Classe C	Classe D	
Umidade (máx.)	---------- 50 ---------			70	50
N total (mín.) %	---------- 1 ----------				1
*Carbono orgânico (mín.) %	---------- 15 ----------				10
*CTC	---------- conforme declarado ----------				
pH (mín)	6,0	6,5	6,0	6,0	6,0
Relação C/N (máx.)	---------- 18 ----------				12
*Relação CTC/C (mín.) %	---------- 30 ----------				20
Soma NPK, NP, NK, PK	---------- conforme declarado ----------				

* valores expressos em massa seca, umidade determinada a 65ºC.
Fonte: MAPA (2005).

Os fertilizantes orgânicos das classes A, B, C e D somente poderão ser comercializados para consumidores finais, mediante recomendação técnica firmada por engenheiro agrônomo ou engenheiro florestal, respeitada a área de competência, que deverá observar as limitações e as restrições de aplicação de cada produto (MAPA, 2005).

Quando tratado como resíduo, o lodo biológico é um material potencialmente poluidor e, nesse sentido, pode conter elementos e/ou compostos potencialmente tóxicos

aos animais e as plantas, além de patógenos nocivos à saúde humana. Deste modo, seu uso agrícola é restrito e limitado em função de suas características físicas, químicas e biológica, bem como em relação aos aspectos de alocação do projeto, incluindo-se o compromisso pelo monitoramento da área de influência pelo mesmo, em conformidade com as resoluções estabelecidas na Resolução Federal do CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006 (CONAMA, 2006).

A Resolução CONAMA nº 375 (CONAMA, 2006) foi gerada por um grupo de trabalho multidisciplinar após exaustivos encontros para estabelecer critérios e limites para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, em nível nacional. No escopo desta resolução não há menção para lodos biológicos de origem industriais, porém, esta tem sido muito utilizada para balizar a aplicação de alguns lodos biológicos de origem industrial que resultem em utilização segura na agricultura. Outro aspecto conflitante sobre a aplicação da referida Resolução é quanto a provável presença de efluentes industriais nos lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitários municipais de Regiões Metropolitanas, como a de São Paulo ou de Campinas, por exemplo.

No Brasil, país de dimensões continentais e predomínio de clima Tropical e Subtropical foram estabelecidos padrões, métodos e diretrizes quanto à disposição de biossólidos balizados pela experiência de alguns países de clima Temperado, principalmente dos EUA e, em menor proporção de alguns países da União Européia. Entretanto, a Resolução CONAMA nº 375 (CONAMA, 2006) é mais restritiva que as leis estrangeiras e, seu escopo é fundamentado, principalmente, nas normas desenvolvidas pelo Instituto Agronômico do Paraná (IAP, 2003) e pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 1999). Este última norma, o Manual Técnico P4.230 da CETESB (CETESB, 1999), refere-se a lodos oriundo de sistemas de tratamentos biológico de despejos líquidos sanitários e industriais.

Apesar dos lodos serem considerados resíduos potencialmente poluidores, freqüentemente é utilizado a conotação "biossólidos", que primeiramente foi empregada pela Agência de Proteção Ambiental da Norte Americana (US-EPA: *United States Environmental Protection Agency*) para se referir aos lodos biológicos com potencial de uso agrícola. Segundo o Código Federal de Regulamentações, Título 40, Parte 503 (US-EPA, 1993), o biossólido é um produto sólido, fundamentalmente orgânico, gerado no processo de tratamento de águas residuárias e que pode ser reciclado promovendo

algum benefício. As Partes 257, 403 e 503 do referido Código referem-se aos "Critérios para a utilização e disposição de lodo de esgotos" (US-EPA, 1993).

O termo "disposição" é de extrema importância para a compreensão da filosofia de uso de lodos biológicos na agricultura, pois significa colocar com ordem, arrumação e arranjo (POLITO, 1994); diferenciando do simples "descarte" de material no ambiente.

Segundo a Resolução CONAMA nº 375 (CONAMA, 2006), é proibida a importação de lodos ou produtos derivados e para aplicação agrícola deste material é necessário avaliar a composição do resíduo quanto ao potencial agrícola do lodo (Tabela 2), a presença de substâncias inorgânicas (Tabela 3) e orgânicas (listadas no anexo V da referida Resolução) e a concentração máxima permitida de alguns indicadores bacteriológicos (Tabela 4).

Sem dúvida, a adoção de critérios para uso agrícola de lodos biológicos no Brasil representa um avanço no sentido de benefícios ao ambiente e à agricultura, prezando pela sustentabilidade dos processos produtivos ao longo do tempo. Contudo, permanece latente a necessidade de validação dos valores limites compilado de legislações desenvolvidas para condições edofoclimáticas distintas da nacional, principalmente as desenvolvidas pela US-EPA.

Nas últimas duas décadas, universidades e centros de pesquisas e empresas públicas e privadas têm contribuído significativamente no sentido de estudar os limites estabelecidos para os biossólidos quando dispostos principalmente nas áreas agrícolas, de florestas plantadas e em áreas degradadas.

Tabela 2 - Aspectos para avaliar o potencial agronômico do lodo.

Determinação		Ensaios laboratoriais
Sólidos voláteis e totais	Fósforo	Taxa de mineralização do N
Umidade	Potássio	Biodegradação do carbono
pH	Cálcio	Efeito no pH do solo
Carbono orgânico	Magnésio	
Nitrogênio Kjeldahl	Enxofre	
Nitrogênio amoniacal	Sódio	
Nitrogênio nitrato/nitrito		

Fonte: CONAMA (2006), CETESB (1999).

Tabela 3 - Concentração máxima permitida (CMP) de alguns elementos químicos nos lodos biológicos, carga acumulada teórica permitida (CATP) de alguns elementos químicos pela aplicação anual de lodo de esgoto ou produto derivado em solos agrícolas e limites máximos de contaminantes (LMC) admitidos em fertilizantes orgânicos.

Elemento químico	CMP* mg kg^{-1} (massa seca)	CATP* kg ha^{-1} ano^{-1} (massa seca)	LMC** mg kg^{-1} (massa seca)
Arsênio	41	30,0	20,0
Bário	1300	265,0	-
Cádmio	39	4,0	3,0
Chumbo	300	41,0	150
Cobre	1500	137,0	-
Cromio	1000	154,0	200
Mercúrio	17	1,2	1,0
Molibdênio	50	13,0	-
Níquel	420	74,0	70,0
Selênio	100	13,0	80,0
Zinco	2800	445,0	-

Fonte: * CONAMA (2006); ** MAPA (2006).

Tabela 4 - Indicadores biológicos do lodo classe A e B.

Tipo de lodo de esgoto ou produto derivado	Concentração de patógenos
A	Coliformes Termotolerantes $<10^3$ NMP / g de ST Ovos viáveis de helmintos < 0,25 ovo / g de ST *Salmonella* ausência em 10 g de ST Vírus < 0,25 UFP ou UFF / g de ST
B	Coliformes Termotolerantes $<10^6$ NMP / g de ST Ovos viáveis de helmintos < 10 ovos / g de ST

NMP: número mais provável; ST: sólidos totais; UFF: Unidade Formadora de Foco;
UFP: Unidade Formadora de Placa.

Fonte: (CONAMA, 2006).

ZEITUNE (2005) analisou criticamente a norma paulista (CESTESB, 1999) e ressaltou alguns aspectos relevantes para a futura revisão da mesma: a) inclusão de exigências para o gerenciamento do lodo de esgoto, nos casos de carregamento, transporte, estocagem, operação e monitoramento da área de aplicação; b) adoção de um sistema de redução escalonada nas concentrações máximas admissíveis de metais pesados contidos no lodo de esgoto; c) em relação aos patógenos, outros indicadores da sanidade devem ser adotados, a exemplo da Norma do IAP (IAP, 2003), estabelecendo parâmetros e valores máximos para Coliformes Termotolerantes ou *Escherichia coli*, pois, uma vez controlados estes patógenos, os demais automaticamente estarão presentes no lodo em níveis que não proporcionam riscos a saúde humana e ao meio ambiente; d) a necessidade de mais pesquisas sobre os índices de mineralização do nitrogênio contido nos lodos e correlação com resultados de campo; e) inclusão e caracterização das substâncias conhecidas como compostos orgânicos persistentes na norma, e a utilização dos critérios sugeridos pelo CONAMA e pela CESTESB, para fixar os valores máximos admissíveis no lodo de esgoto.

2.4 Taxa de mineralização de nitrogênio do lodo biológico, aspectos locacionais e monitoramento ambiental da área de influencia do projeto agrícola

O N é normalmente o mais valioso constituinte do lodo, sendo também o elemento ao qual as culturas apresentam maiores respostas. Este elemento químico, pode ser usado como fator limitante para a definição da dosagem máxima de lodo a ser aplicada ao solo (CETESB, 1999; CONAMA, 2006). O N quando aplicado em concentrações acima da capacidade de absorção das culturas pode lixiviar na forma de nitratos e contaminar o lençol freático.

Quanto à liberação de nitrogênio pelo lodo, esta pode ser determinada em experimentos de incubação com misturas de solo-lodo, sob condições controladas de temperatura e umidade em laboratório, utilizando dois procedimentos: com e sem lixiviação periódica do nitrogênio mineralizado (CESTESB, 1999). COSCIONE e ANDRADE (2006) relatam que o método sem lixiviação é operacionalmente mais simples, além de permitir a avaliação simultânea ao longo do tempo da capacidade do resíduo em promover alterações no pH do solo incubado.

De forma menos rígida, a legislação (CETEB, 1999; CONAMA, 2006) também permite a adoção de valor fixo para a taxa de mineralização do lodo, adotada conforme

o tipo de processo utilizado na sua geração. Tais valores são apresentados na Tabela 5, sugeridos originalmente pelo departamento de meio ambiente e saúde do Estado da Carolina do Norte, EUA (DEHNR, 1994).

Tabela 5 - Taxa de mineralização do nitrogênio em diferentes lodos de esgoto.

Lodo de esgoto não digerido	40%
Lodo de esgoto digerido aerobiamente	30%
Lodo de esgoto digerido anaerobiamente	20%
Lodo de esgoto compostado	10%

Fonte: (DHNR, 1994).

A aplicação máxima anual de lodo e produtos derivados, em tonelada por hectare, não deve exceder o quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura (em kg ha^{-1}), segundo a recomendação agronômica oficial do Estado, e o teor de nitrogênio disponível no lodo ou produto derivado, conforme a legislação (CETESB, 199; CONAMA, 2006):

$$\text{Taxa de aplicação (t ha}^{-1}) = \frac{\text{N recomendado para a cultura (kg ha}^{-1})}{\text{N disponível (kg t}^{-1})}$$

$N\ disponível = (TMN/100) \times (N\text{-}Kjedhal - N\text{-}NH_4^+) + 0{,}5\ N\text{-}NH_4^+ + (N\text{-}NO_3^- + N\text{-}NO_2^-)$

Onde:

TMN = Taxa de mineralização do nitrogênio, em % (massa/massa).

N-Kjedhal = Nitrogênio orgânico total + nitrogênio amoniacal, em mg kg^{-1}

$N\text{-}NH_4^+$ = Nitrogênio na forma de amônio, em mg kg^{-1}

$N\text{-}NO_3^-$ = Nitrogênio na forma de nitrato, em mg kg^{-1}

$N\text{-}NO_2^-$ = Nitrogênio na forma de nitrito, em mg kg^{-1}

Outros elementos químicos como os apresentados na Tabela 3 e o efeito de elevação no pH do solo, provocado pelo uso de lodo, podem limitar a dose a ser aplicada (CETESB, 1999; CONAMA, 2006). No entanto, na prática, quando o lodo biológico apresenta potencial de uso agrícola e suas concentrações de elementos potencialmente tóxicos encontram-se em acordo com a legislação nacional, tem sido o nitrogênio o limitante da dose.

Aspectos locacionais e da aptidão do solo também devem ser observados para o uso agrícola do lodo. Não é permitido, por exemplo, utilizá-lo em Área de Preservação Permanente (APP), Área de Proteção Ambiental (APA), num raio mínimo de 100 m de poços e residências, em solos rasos (com menos de 50 cm de espessura até o horizonte C), em áreas onde a profundidade do aqüífero freático seja inferior a 1,5 m na cota mais baixa do terreno, em áreas agrícolas cuja declividade ultrapasse 18% no caso de aplicação subsuperficial, em sulcos e no caso de aplicação superficial sem incorporação em áreas para produção florestal, ou 25% no caso de aplicação em covas. Tais aspectos são facilmente visualizados quando descritos detalhadamente na planta planialtimétrica da área de influencia do projeto, com a escala 1:10.000, abrangendo até 500 m dos limites da aplicação. Entretanto, é aceito, excepcionalmente, os levantamentos na escala 1:50.000, complementados por descrição detalhada da área e croqui com indicação das declividade da área de aplicação.

Atenção especial deve ser dispensada também no carregamento, transporte e estocagem do lodo. Quanto ao monitoramento ambiental da área de influência do projeto, esta deverá atender os parâmetros e critérios pré-estabelecidos pelo órgão ambiental licenciador, que em conjunto com os órgãos de saúde e de agricultura competentes podem aumentar a freqüência de amostragem, quando devidamente justificada, como no caso da aplicação de doses muito elevada ou no caso das substâncias apresentadas na Tabela 3 atingir 80% do limite imposto.

Antes da primeira aplicação de lodo e a cada nova aplicação de lodo, recomenda-se realizar a caracterização do solo, considerando: a) os parâmetros de fertilidade do solo; b) sódio trocável; c) condutividade elétrica; e d) substâncias inorgânicas, conforme Resolução CONAMA nº 375 (CONAM, 2006). Tais valores deverão ser confrontados com os valores orientadores de qualidade do solo, a critério do órgão ambiental competente. O monitoramento da qualidade das águas subterrâneas ou de cursos d'água superficiais podem ser requeridas pelo órgão ambiental competente. Maiores esclarecimentos podem ser obtidos nas legislações (CETESB, 1999; CONAMA, 2006).

2.5 Disponibilidade de nitrogênio em solos tratados com lodos biológicos

Conforme destacado em sub-item anterior, a aplicação de lodos biológicos, de modo geral, tem sido feita com base na quantidade de N fornecida pelo resíduo e na demandada pela cultura, em concordância com as exigências da legislação

(CETESB, 1999; CONAMA, 2006), desde que nenhum outro fator, como presença de metais pesados ou alcalinidade do lodo, seja mais limitante.

Dessa forma, torna-se importante compreender a dinâmica do N aplicado via lodo biológico ao solo, pois o N no lodo encontra-se essencialmente em moléculas orgânicas, enquanto que as plantas absorvem predominantemente o N nas formas de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), necessitando, portanto, de ocorrer o processo de mineralização do C e do N orgânico presente no lodo biológico, disponibilizando N para as culturas.

Informações sobre a dinâmica do N no solo tratado com lodos biológicos gerados por indústrias de celulose e papel são relativamente escassas e, por isso, trabalhos com lodo de esgoto, provenientes de ETE municipais, foram utilizados para algumas considerações sobre este assunto.

Os lodos biológicos, geralmente, apresentam-se como resíduos semi-sólidos e de natureza essencialmente orgânica. No caso do lodo de esgoto, este possui em média 2% de N em sua composição, presentes predominantemente em proteínas e aminoácidos, com destaque especial para as primeiras (ANDRADE, 2004), enquanto os LCP podem conter maior concentração de N, entre 3-4% (BELLAMY et al., 1995). O tipo de composto nitrogenado orgânico contido nos lodos biológicos assemelha-se muito com da matéria orgânica do solo (MOS). Segundo CAMARGO et al. (2008), entre as principais formas dos compostos nitrogenados da MOS estão: os aminoácidos, como monômeros de proteínas, os açúcares aminados e os ácidos nucléicos.

Independente da origem, qualquer nutriente presente em molécula orgânica necessita passar por transformações mediadas por uma grande variedade de microrganismos heterotróficos do solo para tornar-se disponível às plantas. Isso não é diferente para o N, porém ressalta-se que no solo (camada 0 – 20 cm), 95% do N total encontram-se sob a forma orgânica, ou seja, menos de 5% como NH_4^+ e NO_3^- (CANTARELLA, 1989). Isto evidência a dependência da disponibilidade de N às plantas em relação à dinâmica entre as formas orgânica e inorgânica de N no sistema, que é condicionada pela atividade microbiana edáfica.

No solo, a disponibilidade de N é governada, principalmente, pela ação dos microrganismos por meio de processos antagônicos denominados mineralização e imobilização. A mineralização é a conversão do N na forma orgânica (proteínas, quitinas, açúcares aminados, ácidos nucléicos, etc.) para o N na forma inorgânica (NH_4^+) (PIERZYNSKI et al., 1993; MOREIRA e SIQUEIRA, 2006 CANTARELLA,

2007). Tal processo é mediado por microorganismos do solo como as bactérias, fungos e alguns actinomicetos que produzem enzimas extracelulares capazes de degradar compostos protéicos e não protéicos em NH_4^+. O NH_4^+ poderá ser absorvido pelas raízes das plantas, ou ser novamente incorporado à biomassa microbiana, ou sofrer nitrificação. A nitrificação é a oxidação do NH_4^+ em nitrito (NO_2^-) e, na seqüência para nitrato (NO_3^-), pela ação de bactérias quimiautotróficas.

Em ecossistemas agrícolas, segundo CANTARELLA (2007), geralmente, o N amoniacal (NH_4^+) no solo é rapidamente absorvido por microrganismos e incorporado à biomassa microbiana se houver C disponível. No entanto, é mais comum que haja, em solos, limitação de C e energia; nessas condições, o NH_4^+ é consumido pelos nitrificadores e rapidamente oxidado NO_2^- e, posteriormente a NO_3^-, de modo que o N nítrico predomina nos solos em condições aeróbias. O N nítrico também é passível de redução assimilatória e, desse modo, pode ser imobilizado por microrganismos e retornar a forma orgânica, no ciclo de mineralização-imobilização.

Por outro lado, a mineralização de N em ecossistemas florestais naturais e implantados do Estado de São Paulo, GONÇALVES et al. (2001) verificaram a predominância de N na forma amoniacal (NH_4^+), assim como a absorção desta fonte de N. Segundo os autores, a magnitude do processo de nitrificação em povoamentos florestais é pequena em relação àquela verificada na maioria das áreas usadas para fins agrícolas, decorrente da absorção de N na forma NH_4^+ pelas árvores – substrato das bactérias nitrificadoras - e das condições adversas dos vários solos usados para fins florestais, tais como: a baixa fertilidade natural e a elevada acidez. Na maioria dos solos usados para fins florestais, a demanda por N pelos organismos heterotróficos é tão grande, em resposta à disponibilidade de C, que sobra pouco N na forma NH_4^+ dos processos de mineralização da matéria orgânica para serem nitrificados.

No solo, a disponibilidade de N pode ser alterada por outras transformações como: a) desnitrificação – processo biológico no qual o N reativo retorna à atmosfera na forma de N_2; b) volatilização de amônia – emissões atmosféricas de N na forma NH_3, principalmente provocado pela ação antrópica; c) fixação biológica de N_2 – redução de N_2 a NH_3, realizada pela por microrganismos que contém a enzima nitrogenase e, d) lixiviação de NO_3^- - percolação de nitratos no perfil do solo. Maiores informações podem ser obtidas em PIERZYNSKI et al. (1993), MOREIRA e SIQUEIRA (2006) e CANTARELLA (2007).

Independente do ecossistema, agrícola ou florestal, os processos de mineralização e imobilização de N no solo, apresentam-se intimamente relacionados ao metabolismo do C, por parte da comunidade microbiana presente no solo, como é representado nas Figura 4, conforme MARY et al. (1996).

À medida que o substrato é assimilado e metabolizado pelos microrganismos, o C orgânico é oxidado e liberado na forma de CO_2 no processo respiratório para gerar energia. Com isso, a relação C/N gradualmente se estreita até que os microrganismos não mais precisem recorrer ao N inorgânico do solo (C/N de 20 a 30) (Figura 4). Com a continuação do consumo de substrato, a relação C/N abaixa ainda mais e passa a faltar energia para manter a população de microrganismos, ou seja, sobra N no sistema. Nessa fase, ocorre a mineralização líquida e a liberação de N inorgânico no solo. A atividade dos microrganismos e a velocidade de degradação do substrato decrescem, na medida em que a relação C/N se aproxima de 10 a 12, típica da matéria orgânica estável do solo (CANTARELLA, 2007).

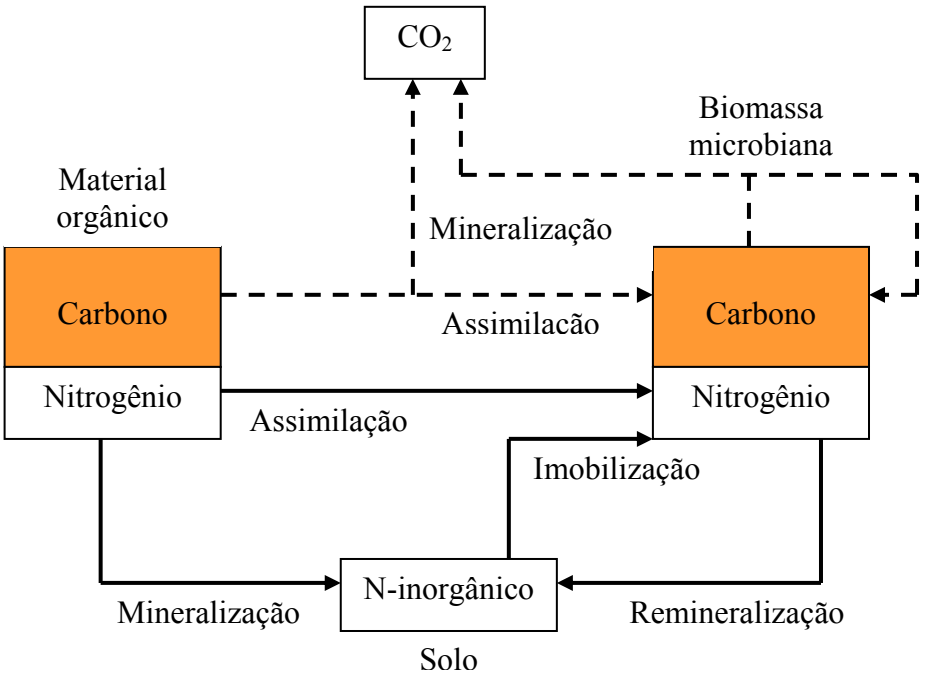


Figura 4 - Fluxos do C e do N durante a decomposição de resíduos orgânicos. Linhas pontilhadas: fluxos de C, linhas contínuas: fluxos de N (MARY et al., 1996).

Adições de materiais orgânicos ao solo, como restos culturais, adubos verdes, estercos animais e lodos biológicos, com diferentes relações C/N, podem determinar mudança significativa na quantidade de N inorgânico disponível no solo para as plantas. Entretanto, tais alterações podem ser previsíveis, sendo o mesmo válido para as relações entre C/P e C/S (Tabela 6). Salienta-se, ainda, que a mineralização de N, P e S

da MOS ocorre simultaneamente a do C, e considerando as formas orgânicas de N, P e S, pode se concluir-se que, durante o processo de mineralização da matéria orgânica, a taxa de liberação desses elementos é distinta (SILVA e SÁ MENDONÇA, 2007).

Tabela 6 - Relações entre a qualidade inicial do substrato e razões unitárias de C, N, P e S que determinam a disponibilidade de nutrientes no solo.

Qualidade do substrato	Relação			Imobilização (I) Mineralização (M)	Disponibilidade dos nutrientes
	C/N	C/P	C/S		
Pobre	>30	>300	>400	I>M	Diminuída
Intermediário	20-30	200-300	200-400	I=M	Não altera
Rico	<20	<200	<200	I<M	Aumentada

Fonte: (STEVENSON, 1986).

A relação C/N igual a 25 (material orgânico com 40% C e 1,6% N, por exemplo) é muito utilizada para expressar equilíbrio entre mineralização e imobilização, conforme apresentado na Tabela 6. A adição de materiais com valores acima de 30, como por exemplo, palhas, galhos ou lodo compostado, pode causar um rápido crescimento da biomassa microbiana e depleção na disponibilidade de N para as plantas, podendo estas apresentar sintomas de deficiência deste elemento.

A mineralização do N de compostos orgânicos com elevada relação C/N (>60) como alguns LCP ou LR, geralmente é mais lenta que a dos lodos de esgotos municipais, que possuem relações C/N mais estreitas. Deste modo, a possibilidade de lixiviação de nitrato (NO_3^-) é potencialmente maior para lodos de esgotos em comparação aos LCP ou LR (BURGOS et al., 2005; NKANA et al.,1999).

O estudo sobre a dinâmica de liberação do N do solo para as plantas é uma importante ferramenta para balizar o manejo da fertilização nitrogenada, resultando em benefícios econômicos e ambientais, sobre tudo na aplicação agrícola de resíduos orgânicos como os lodos biológicos. Neste sentido, a utilização de modelos matemáticos pode gerar significativas informações sobre a disponibilidade de N em solos tratados com lodo ao longo do tempo, conforme determina a legislação (CETESB, 1999; CONAMA, 2006). Entretanto, a contabilização é feita buscando determinar a contribuição efetiva do lodo em questão, descontando-se o N mineralizado no tratamento controle (somente solo), desconsiderando possíveis alterações provocadas na MOS.

A referida modelagem matemática abrange complexos fatores, pois as reações de mineralização e imobilização do N do solo, como relatado, são predominantemente governadas por microrganismos e, por tanto, afetadas por condições ambientais e climáticas, tais como umidade, temperatura, pH, etc. (CANTARELLA, 2007; MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Tal fato provoca diferenças entre a determinação em estudos de laboratório e sua extrapolação para o campo, onde não há controle de tais fatores ambientais.

Além dos fatores climáticos, GONÇALVES et al. (2001) relatam que algumas características do solo como a textura, estrutura, fertilidade e a interação solo-planta, influenciam a cinética de mineralização do N em ecossistemas florestais. A qualidade inicial do material orgânico (CABRERA et al., 2005; ANDRADE, 2004) e as práticas de manejo dos restos culturais (CANTARELLA et al., 2008) também causam variação na taxa de mineralização do N orgânico do solo.

Neste contexto, STANFORD e SMITH (1972), trabalhando com 39 diferentes solos do EUA, introduziram o conceito de N potencialmente mineralizável (N_0) descreveram a mineralização do N do solo usando um modelo matemático exponencial de primeira ordem, em função do tempo e considerando apenas um compartimento de N, o N_0, decompondo-se a uma taxa constante (k) proporcional a sua concentração. A partir do conceito introduzido por STANFORD e SMITH (1972), outros autores estudaram o N mineralizado a partir de reservatórios de N orgânico mais ou menos lábeis, demonstrando o processo de mineralização do N do solo por equações superparametrizadas.

CAMARGO et al. (2002) avaliaram oito modelos matemáticos (4 modelos exponenciais simples e 4 modelos exponenciais duplos) para descrever a cinética química de mineralização do N de dez solos da região do Rio Grande do Sul. Os autores concluíram que modelos superparametrizados não são necessários para se obter um bom ajuste aos dados, ou seja, que modelos simples contendo um único compartimento foram satisfatórios na predição do N mineralizado em função do tempo.

BOEIRA et al. (2002), ao analisarem a aplicação de dois tipos de lodo de esgoto ao solo (sendo um de resíduos essencialmente domiciliares e o outro urbano-industrial), observaram que a taxa média de mineralização do N nestes solos foi de 31% em 105 dias de incubação. EPSTEIN et al. (1978), aplicando lodo de esgoto a um solo argiloso, observaram que a taxa de mineralização de N foi de 40% em 105 dias. Já CHAE e

TABATABAI (1986), trabalhando também com lodo de esgoto, reportam taxas que variram entre 1 a 58% em 182 dias.

Entretanto, a mineralização líquida do N (total menos o controle), apresentada em alguns trabalhos, evidencia o sinergismo na mineralização da MOS devido à adição de lodos biológicos. Neste caso pode chegar a 100% de mineralização do N presente no material adicionado, ou mesmo estimulando a mineralização da MOS, como verificado nos trabalhos de CEOLATO (2007); MARTINS et al., (2008); PIRES et al., (2008), com valores superiores a 100%.

Segundo KUZYAKOV et. al. (2000), o estímulo à mineralização da MOS pode ser atribuída ao "efeito *priming* positivo", isto é, aceleração da decomposição da MOS. Os autores relacionam o "efeito *priming"* à maior atividade ou à quantidade de biomassa microbiana do solo, o que acarreta mudança na MOS de grande intensidade e curta duração.

O efeito direto e residual decorrente de sucessivas aplicações de quatro tipos de LCP combinado com o resíduo primário (lodo, lodo compostado, lodo compostado em pilha estática e lodo estabilizado com calcário) foi avaliado em experimentos de vaso e de campo por VAGSTAD et al. (2001), na Noruega, entre os anos de 1994 e 1997. Neste trabalho, um dos efeitos diretos relatados pelos autores foi redução na produção da cultura da cevada, atribuída à lenta decomposição do LCP devido à imobilização microbiana de N contido no resíduo. AITKEN et al. (1998) sugeriram que a lenta decomposição pode ser atribuída à significativa quantidade de carga orgânica quimicamente estabilizada neste tipo de material.

Entretanto, quando há reduzida complementação de nitrogênio mineral, como demonstrado no trabalho de N´DAYEGAMIYE (2006), os ganhos na produção podem superar os efeitos da adubação exclusivamente mineral. Este fato deve permitir maior margem de lucro na comercialização dos produtos agrícolas devido à redução nos custos de produção com a aquisição de fertilizante mineral nitrogenado, especialmente em épocas de alta no preço desses fertilizantes.

N´DAYEGAMIYE (2006) avaliou a produção de milho ao longo de 3 anos agrícolas e observou incremento de 1500 para 3000 kg ha^{-1} na produção de grãos, decorrente da aplicação exclusiva de LCP combinado (40% resíduo primário e 60% do secundário, C/N aproximada de 21), em relação ao controle (sem aplicação de qualquer insumo). Quando as doses 20 e 40 t ha^{-1} do lodo combinado úmido (32% sólidos totais) foram complementadas com adubação mineral nitrogenada de 135 e 90 kg ha^{-1} de N,

respectivamente, a produtividade do milho foi semelhante ao tratamento onde foi aplicado 180 kg ha^{-1} de N, exclusivamente, via fertilizante mineral. É possível inferir que o lodo proporcionou, no mínimo, 45 e 90 kg de N ha^{-1}, no caso das doses 20 e 40 t ha^{-1} complementadas com insumo nitrogenado, respectivamente.

Na experimentação de campo de PRICE e VORONEY (2007) o LR foi misturado ao resíduo primário resultando num material de elevada relação C/N, acima de 100. Deste modo, para evitar a imobilização do N do solo foi aplicado 1,0 e 0,5 kg de N via fertilizante nitrogenado a cada tonelada de lodo fresco, no caso da cultura do milho e da soja, respectivamente.

Considerando o exposto neste sub-item, quando há coerência nas práticas de manejo do LCP e LR, pode ser proporcionado considerável quantidade de N para as culturas, possibilitando ganhos em produtividade superiores a aplicação exclusiva de fertilizantes minerais. Dentre outros fatores, o sucesso da reciclagem agrícola deste tipo de material pode estar na simples interpretação da relação C/N e na avaliação da necessidade de complementação de N na forma mineral. Esta tomada de decisão pode evitar a imobilização inicial de N do solo, de modo garantir a almejada produtividade da cultura. Sucessivas aplicações de lodo no mesmo local tendem a incrementar a produção agrícola não somente em função do aporte de N adicionado via resíduo, porém pode, ainda, ser atribuída devido aos efeitos múltiplos provocado por alterações positivas em algumas propriedades físicas e na disponibilidade de outros nutrientes do solo.

2.6 Efeitos na fertilidade do solo e disponibilidade de outros nutrientes

Embora a maior parte do C dos materiais orgânicos é mineralizada e liberada como CO_2 durante sua decomposição, uma menor proporção do C é bioquimicamente alterada e permanece no solo como matéria orgânica do solo (MOS), principalmente na forma de substâncias húmicas (AITA e GIACOMINI, 2007). Essa fração orgânica complexa é de grande relevância na manutenção e melhoria da qualidade do solo, já que em solos minerais ela contribui com 20 a 80% da capacidade de troca de cátions (CTC), além de promover a agregação do solo (STEVENSON, 1986).

Do mesmo modo que os compostos presentes na MOS - ácidos húmicos e fúlvicos, polifenóis, aminoácidos, peptídeos, proteínas e polissacarídeos - podem formar complexos orgânicos com Fe, Mn, Cu e Zn do solo e alterar a solubilidade desses micronutrientes (STEVENSON e ARDAKANI, 1972), os compostos presentes nos

lodos biológicos atuam no mesmo sentido. A MOS apresenta ainda a maior parte do B disponível às plantas (ABREU et al., 2007), além de ser importante reservatório de S para ecossistemas naturais ou sob cultivos (ALVAREZ et al. 2007).

A solubilidade dos minerais, alterações no pH, CTC, efeito tampão e disponibilidade dos nutrientes são os principais atributos químicos do solo (PIERZYNSKY et. al, 1993; vanLoon e Duffy, 2000). Segundo os autores, estes atributos se relacionam, sobretudo, com a habilidade que o solo tem em adsorver eletrostaticamente íons positivos na sua superfície de contato, determinados principalmente pela natureza e quantidade de argilominerais e do material orgânico presente no solo.

Um dos mais importantes atributos do solo é a CTC, que representa a quantidade de íons positivos que podem ser retidos no solo por atração eletrostática, ou seja, por atração de cargas elétricas opostas (RAIJ et al., 2001). A CTC pode ser também expressa como o somatório da soma de bases (S) mais alumínio e hidrogênio:

$S\ (cmol_c\ kg^{-1}) = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+} + Na^{+}$

$CTC\ (cmol_c\ kg^{-1}) = S + Al^{3+} + H^{+}$

Na grande maioria dos solos, a ordem de contribuição quantitativa dos cátions trocáveis para CTC é dada por $Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^{+} > Na^{+}$. Apenas em situações particulares, alguns cátions metálicos contribuem significativamente no valor da CTC, enquanto os íons H^{+} ou Al^{3+} promovem contribuições muito mais significativas e variáveis (vanLoon e Duffy, 2000). No caso de um solo ácido, uma grande proporção dos sítios de trocas de cátions estará ocupada com H^{+}, enquanto num solo neutro ou alcalino, sua contribuição poderá ser desconsiderada. A capacidade de suprir nutrientes de um solo é diminuída quando considerável fração dos sítios de troca está ocupada com H^{+}.

Em solos tropicais e subtropicais a CTC da matéria orgânica pode representar um grande percentual da CTC total do solo. Nesses solos, a manutenção ou o incremento dos teores de matéria orgânica é fundamental na retenção e redução da lixiviação de nutrientes (BAYER e MIELNICZUK, 2008).

Neste contexto, o conteúdo orgânico dos LCP e LR pode incrementar o teor de carbono orgânico do solo (FOLEY e COOPERBAND, 2002; PRICE e VORONEY, 2007; N´DAYEGAMIYE, 2006; RODRIGUES, 2004) e influenciar positivamente nas propriedades químicas do solo como pH e CTC (PRICE e VORONEY, 2007; NKANA

et al.,1999), de modo a beneficiar a nutrição mineral das plantas (AITKEN et al., 1998; VAGSTAD et al., 2001; N´DAYEGAMIYE, 2006).

Em solos do Estado do Paraná, RODRIGUES (2004) relata efeitos positivos da aplicação de LCP compostado no solo, resultando em incrementos na MOS e da CTC e redução dos níveis de alumínio. O autor observou que as árvores cultivadas em solo tratado com o resíduo apresentavam maiores teores de K, Ca e Mg, além de maior produção de biomassa, em relação ao tratamento controle.

NKANA et al. (1999) simularam, durante 90 dias, as condições de precipitação anual em colunas de lixiviação, comparando a aplicação de LCP e calcário. Ambas as aplicações resultaram num aporte inicial e aumento na concentração de Ca^{2+}, Mg^{2+}, SO_4^{2-}, carbono orgânico e inorgânico dissolvidos na água lixiviada. O aumento da concentração de Ca^{2+} do lixiviado, é atribuída a dissolução de Ca^{2+} do LCP e do calcário. Este elemento saturou o complexo de troca catiônica e deslocando o Mg^{2+} para a solução do solo. O efeito da correção da acidez do solo favoreceu a solubilidade da MOS e bem como lixiviação de SO_4^{2-}. Em comparação com o calcário, a aplicação de LCP resultou em menor lixiviação de NO_3^- e maior em Ca. Os autores sugerem que o cálculo da dose de LCP seja feito com base na capacidade do resíduo em fornecer Ca, na necessidade de calagem do solo e em termos da nutrição da cultura.

Na cultura do milho e da soja, entre os anos de 1999 e 2002, o estudo de campo de PRICE e VORONEY (2007), determinou, além de efeitos físicos como densidade, condutividade hidráulica e teor de carbono no solo, os efeitos provocados em alguns atributos químicos de quatro tipos de solos no Canadá em função da adição de LR. As três aplicações anuais e sucessivas de LR fresco misturado ao resíduo primário (C/N > 100) foram realizadas em doses crescentes (0, 50, 100 e 150 t ha^{-1}, massa úmida, 48% sólidos totais e 0,3% N total) complementadas com nitrogênio mineral para acelerar a decomposição do material (1,0 e 0,5 kg de N para cada tonelada de lodo fresco, no caso do milho e da soja, respectivamente). O aumento de carbono total no solo foi relatado logo no primeiro ano, para a soja. Quanto ao pH e à condutividade elétrica do solo, estes permaneceram praticamente inalterados após o segundo ano, exceto no solo mais arenoso. Não foi constatada a tendência clara de acúmulo de metais pesados. Em alguns solos houve aumento de determinados elementos, entre eles Pb, Cu e Co, em contrapartida a redução de outros como As, Cr e Se. Os autores concluíram que a partir de três aplicações de lodos com elevada relação C/N, efeitos positivos podem ser esperado tanto nas propriedades físicas como químicas do solo.

Pesquisas nacionais têm evidenciado ganhos de produtividade em florestas plantadas de eucalipto aplicando doses entre 8 e 15 t ha^{-1} de lodo de esgoto (massa seca) (VAZ e GONÇALVES, 2002; ROCHA et al. 2004; GUEDES et al., 2006). Os autores constataram alterações como elevações no pH e no teor de P, Ca, K e S do solo e do tecido vegetal das árvores, enquanto os teores de B, Mo e Mn não apresentaram mudanças. Na dosagem referida, não têm sido observados incrementos na fitodisponibilidade e na lixiviação de metais pesados no solo (ANDRADE e MATTIAZZO, 2000; VELASCO-MOLINA et al., 2006).

Considerando a conjuntura de benefícios associados à utilização agrícola de alguns lodos biológicos, como os LCP, LR e os lodos de esgoto aqui abordados, considerando ainda o ritmo de desenvolvimento humano e a necessidade do tratamento de efluentes de despejos domésticos e industriais para não comprometerem a qualidade dos corpos hídricos, a geração de lodo biológico tende a aumentar acompanhado da reciclagem agrícola deste material.

Embora a reciclagem agrícola de lodos possibilita múltiplos benefícios relativos à qualidade química e física do solo, bem quanto à produção de diferentes culturas, estas somente são evidentes quando há manejo coerente dos lodos biológicos. Devido à grande variabilidade dos resíduos gerados em diferentes estações de tratamento de efluentes domésticos e industriais, é recomendável que se façam estudos específicos para o estabelecimento de programas de reciclagem agrícola destes materiais, prezando pela qualidade do ambiente, viabilidade econômica e eficiência agronômica, respectivamente.

Toda a literatura aqui revisada motivou o presente estudo, que teve por objetivos: a) caracterizar física e quimicamente o LCP; b) determinar a biodegradabilidade do material; c) determinar a taxa de mineralização de N em misturas solo-lodo e acompanhar o efeito no pH do solo; e d) determinar o potencial do LCP em fornecer N, P, S e B às plantas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa científica foi desenvolvida nas dependências do Instituto Agronômico de Campinas (IAC), onde no período outubro de 2007 a novembro de 2008 foram conduzidos três experimentos:

a) mineralização do carbono orgânico em solo tratado com lodo biológico da indústria de celulose e papel, em condições de laboratório;

b) mineralização do nitrogênio orgânico em solo tratado com lodo biológico da indústria de celulose e papel, em condições de laboratório; e

c) eficiência agronômica do lodo biológico da indústria de celulose e papel em fornecer N, P, S e B às plantas, em condições de casa de vegetação.

3.1 Coleta e caracterização do lodo biológico gerado na indústria de celulose e papel e do solo

O lodo biológico foi coletado na estação de tratamento de efluentes (ETE) da indústria de celulose e papel Melhoramentos S/A, localizada em Caieiras, SP. Na ETE, é utilizado, além de processos físicos, o processo biológico de lodo ativado para remover a demanda bioquímica de oxigênio. Em função da baixa concentração de nutrientes no efluente, é necessário adicionar, aproximadamente, 286 e 90 kg dia^{-1} de N e P, respectivamente, para o desenvolvimento dos microrganismos decompositores. A pasta celulósica de alto rendimento é obtida pela polpação quimiotermomecanica (CTMP) dos cavacos de madeira. Parte da celulose produzida é utilizada para fabricar papel do tipo "*tissue*" sendo que o branqueamento da celulose é isento de Cl, o que contribui significativamente com a diminuição de compostos organoclorados no lodo.

Devido a possíveis variações na qualidade do lodo biológico em função do processo fabril, foram realizadas amostragens simples em três períodos do dia, ao longo de cinco dias. Em cada período foi coletado e congelado, aproximadamente, 2 kg de lodo fresco. As amostras simples foram reunidas e homogeneizadas, resultando em uma amostra composta. Estes procedimentos foram realizados em duas ocasiões, antes da implantação do experimento de laboratório e antes do ensaio de casa de vegetação.

No Laboratório de Microbiologia e Qualidade do Solo do IAC o lodo foi descongelado e homogeneizado, formando uma amostra composta, que seguiu para análise conforme a seguinte descrição:

- Para arsênio (As), alumínio (Al), boro (B), cádmio (Cd), cálcio (Ca), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), enxofre (S), fósforo (P), ferro (Fe), manganês (Mn), magnésio (Mg), mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), potássio (K), selênio (Se), sódio (Na) e zinco (Zn) usou-se o método US-EPA 3051 adaptado por ABREU et al., 2001. A determinação foi feita por Espectrometria de Emissão Atômica por Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES);
- A extração do carbono orgânico foi determinada pelo método colorimétrico do dicromáto de sódio (CANTARELLA et al., 2001);
- Para determinação dos sólidos voláteis, foram pesados 2,5 g da amostra seca a 60 °C e colocados na mufla a 500 °C por 4 horas. Após este período, a amostra foi pesada novamente; e
- Para a determinação do N Kjeldahl (total), NH_4^+ e NO_2^- + NO_3^- utilizou-se o método da destilação a vapor, usado para análise de solo (CANTARELLA e TRIVELIN, 2001).

O solo utilizado nos experimentos foi coletado no talhão 36 da Serrinha, propriedade patrimonial da Melhoramentos S/A, localizada no município de Caieiras, SP. A área é cultivada há mais de 50 anos com a cultura do eucalipto. O referido talhão encontra-se inserido numa área onde há predomínio de ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS, segundo o mapa pedológico do Estado de São Paulo, escala 1:500.000 (OLIVEIRA et al., 1999).

No dia 20 de setembro de 2007 foram coletados aproximadamente 300 kg de terra da camada entre 0-20 cm que, após passar por peneira de malha de 2 mm, foram conduzidos para análise dos atributos de fertilidade e granulometria do solo no Centro de Solos e Recursos Agroambientais do IAC.

As amostras foram preparadas e analisadas de acordo com a rotina analítica descrita em RAIJ et al. (2001), determinando-se:

- pH em $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1} e acidez total (QUAGGIO e RAIJ, 2001);
- P, K, Ca e Mg extraído pelo método da resina trocadora de íons (RAIJ E QUAGGIO, 2001);
- Matéria orgânica determinada pelo método colorimétrico do dicromáto de sódio (CANTARELLA et al., 2001);
- N inorgânico solo (NH_4^+ e NO_2^- + NO_3^-) determinado pelo método da destilação a vapor (CANTARELLA e TRIVELIN, 2001);

- Sulfatos por extração com solução de fosfato de cálcio, $Ca(H_2PO_4)$, (CANTARELLA e PROCHNOW, 2001) e determinação por espectrometria de plasma;
- Soma de bases (S), porcentagem de saturação por bases (V%) e CTC foram calculadas utilizando os resultados de K, Ca, Mg e H+Al;
- Zn, Ni, Cu, Fe e Mn extraídos pelo método DTPA a pH 7,3, conforme LINDSAY e NORVELL (1978), adaptado por ABREU et al. (2001) e determinados por ICP-OES;
- B extraído pelo método da água quente, conforme ABREU et al. (1994) e determinados por ICP-OES;
- Granulometria determinada pelo método da pipeta, conforme CAMARGO et al. (1986).

3.2 Mineralização de carbono em solo tratado com lodo biológico da indústria de celulose e papel

Seguindo a metodologia descrita em COSCIONE e ANDRADE (1999) adaptada de CETESB (1990) o experimento foi instalado em frascos respirômetros utilizando 500 g de solo com a adição das doses do lodo biológico com umidade original de 87% e posterior incorporação para homogeneização da mistura solo-lodo. As doses de LCP utilizadas foram equivalentes à zero, 1897; 3794 e 7587 mg kg^{-1} de $C\text{-}CO_2$, denominadas dose 0, 1, 2 e 3, respectivamente. As doses 1, 2 e 3 representam, em massa úmida de LCP: 12; 25 e 50 t ha^{-1} equivalentes, em massa seca de LCP, a: 1,6; 3,2 e 6,5 t ha^{-1}, respectivamente. Comparativamente, conduziu-se um tratamento com glicose, a qual foi adicionada ao solo via solução empregando-se a dose 2,2 g kg^{-1} correspondendo à adição de 3227 mg kg^{-1} de $C\text{-}CO_2$.

Após a incorporação das doses, procedeu-se o ajuste da umidade para 70% da capacidade de retenção de água do solo. Os tratamentos, em triplicata, foram mantidos em ambiente de temperatura controlada entre 25 a 28 ºC, no escuro, e durante 63 dias de incubação.

O C emanado na forma de CO_2 ($C\text{-}CO_2$) dos tratamentos foi capturado em solução padronizada de NaOH. Esta solução, antes de saturar-se por carbono, era periodicamente substituída por outra, sendo aquela retirada encaminhada imediatamente

para determinação do C-CO_2 por meio de leitura da condutividade elétrica, conforme proposto por RODELLA e SABOYA (1999).

Os resultados de C-CO_2 emanado acumulado ao final do período de incubação em cada tratamento foi ajustado ao modelo de cinética química de primeira ordem: $C_m = C_o\ (1 - e^{-kt})$, em que C_m corresponde ao carbono mineralizado no tempo t, em mg kg^{-1}; o C_o, o carbono potencialmente mineralizável do resíduo, na dose considerada, em mg kg^{-1}; k, a constante de velocidade da reação de mineralização do carbono, em $dias^{-1}$; e t, o tempo, em dias. Este modelo matemático é o mesmo proposto por STANFORD e SMITH (1972) para descrever o potencial de mineralização do nitrogênio dos solos.

A meia-vida, correspondente ao tempo necessário para que ocorra a degradação de metade do carbono potencialmente mineralizável (*Co*) durante os tempos de incubação, foi obtida segundo a equação: $ln\ 2/k$. A taxa de mineralização foi calculada no final do período de incubação por meio da equação: $TMC = 100\ C_d/C_a$, em que *TMC* corresponde à taxa de mineralização do carbono adicionado através das doses de lodo em porcentagem; C_d, à diferença entre C-CO_2 liberada acumulado no tratamento e no controle, em mg kg^{-1}; e C_a, à quantidade de carbono adicionado via dose dos resíduos e glicose, em mg kg^{-1}.

3.3 Mineralização de nitrogênio em solo tratado com lodo biológico da indústria de celulose e papel

Neste experimento utilizaram-se misturas de solo e lodo incubados por 126 dias para determinar o pH e avaliar a taxa de mineralização do nitrogênio (TMN) das misturas incubadas.

A metodologia aplicada seguiu o recomendado no manual técnico P4.230 da CETESB (CETESB, 1999) e, é descrita a seguir:

1. A 100 g de terra fina seca e peneirada em malha de 2 mm, colocada em frasco de polietileno, foram adicionados: zero; 0,62; 12,4 e 24,8 g do lodo com umidade original de 87%, ou o correspondente a: zero; 27,5; 55,0 e 110,0 mg kg^{-1} de N-orgânico total; denominados, respectivamente, como doses 0, 1, 2 e 3. A dose 0 foi composta apenas por solo (controle), enquanto que as doses 1, 2 e 3 foi adicionado lodo adotando-se taxas de mineralização iguais a: 100, 50 e 25%, respectivamente, calculadas para fornecer 55 kg ha^{-1} de N (adubação praticada pela empresa). As doses 1, 2 e 3 representam, em massa úmida de lodo: 12; 25 e

50 t ha^{-1} equivalentes, em massa seca de lodo, a: 1,6; 3,2 e 6,5 t ha^{-1}, respectivamente.

2. O lodo úmido foi misturado ao solo e, posteriormente, procedeu-se o ajuste da umidade para 70% da capacidade de retenção de água do solo. Todos os tratamentos foram replicados quatro vezes.
3. Os frascos de polietileno, dotados de tampas com pequenos orifícios para permitir trocas gasosas, foram colocados em ambiente de temperatura controlada entre 25 a 28 º C e no escuro, para evitar o crescimento de indivíduos clorofilados. A manutenção da umidade foi feita periodicamente mediante pesagem dos frascos e reposição da água perdida.
4. As avaliações de pH e N-inorgânico foram realizadas aos zero, 7, 14, 28, 42, 56, 70, 84, 98, 112 e 126 dias de incubação, desmontando os quatro frascos correspondentes a cada tratamento.
5. Para a extração do N-inorgânico utilizaram-se 10 g de solo úmido com 50 ml de KCl (2 mol L^{-1}) agitado por 30 minutos e passado por filtro de filtragem lenta. Neste extrato o N-inorgânico total (NH_4^+ e NO_3^- + NO_2^-) foi quantificado por destilação a vapor do N com MgO e liga de Devarda recebido em solução H_3BO_3 (BREMNER e KEENEY, 1966) e titulado com solução padronizada de H_2SO_4.
6. Procedeu-se a amostragem de solo para a determinação da umidade, visando à correção dos resultados de N-inorgânico para massa seca do tratamento, uma vez que a extração com KCl é feita a partir da amostra úmida.
7. O pH das amostras foi determinado conforme metodologia descrita em RAIJ et al. (2001), usando solução de $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1}.

Os resultados de N-inorgânico de cada tratamento, descontado o inicial (tempo zero), foram ajustados à equação exponencial de cinética química de primeira ordem, por meio do modelo proposto por STANFORD e SMITH (1972), $N_m = N_0 (1 - e^{-kt})$; em que: N_m é o N mineralizado no tempo t; N_0 é o N potencialmente mineralizável, ou seja, é a fração do N-orgânico suscetível à mineralização; k é a constante de velocidade da reação de mineralização do N. A taxa de mineralização do N foi calculada em função dos resultados de N-inorgânico aos 126 dias de incubação, descontando-se o inicial (tempo zero) e o controle (sem lodo), conforme descrito na Norma P.4230 da CETESB (CETESB,1999).

3.4 Eficiência agronômica do lodo biológico da indústria de celulose e papel em fornecer N, P, S e B às plantas

O experimento foi realizado na casa de vegetação do IAC, empregando-se o delineamento inteiramente ao acaso, quatro repetições e dois cultivos sucessivos de milho (*Zea mays L.*), em vasos de 5 L de capacidade.

O solo utilizado foi o mesmo coletado para o experimento em laboratório, entretanto, o lodo biológico foi novamente coletado e, devidamente caracterizado, como descrito no item 3.1.

A planta utilizada foi o milho híbrido Impacto, escolhida por apresentar ciclo de vida anual, elevada exigência em termos nutricionais e por ser indicada pelo Programa Milho (http//:www.zeamays.com.br) para a região de Campinas.

Os tratamentos testados (Tabela 7) constituíram-se de diferentes adubações com fertilizantes minerais e/ou LCP, seguindo a técnica do elemento faltante, de tal forma que possibilite avaliar o LCP como fonte do elemento omitido, foram considerados os seguintes tratamentos: 1- completo (adubado com uma dose de LCP e fertilizantes minerais de N, P, S e B); 2- mineral (recebeu apenas fertilizantes minerais de N, P, S e B); 3- lodo (adubado apenas com uma dose de LCP); 4- sem N (adubado com uma dose LCP e fertilizantes minerais de P, S e B); 5- sem P (adubado com uma dose LCP e fertilizantes minerais de N, S e B); 6- sem S (adubado com uma dose LCP e fertilizantes minerais de N, P e B); 7- sem B (adubado com uma dose LCP e fertilizantes minerais de N, P e S); e 8- meia dose de lodo (adubado com a metade da dose de LCP e fertilizantes na forma mineral de P, S e B). Este último tratamento foi empregado para melhor determinar o desempenho da taxa de mineralização adotada para o N do LCP.

A adubação mineral, em mg dm^{-3} de terra, foi de: 150 de N, 150 de P, 20 de S e 0,5 de B, usando as formas de nitrato de amônio, super triplo (moído e peneirado em malha 2mm), sulfato de cálcio e ácido bórico, respectivamente. Todos os tratamentos receberam 80 mg dm^{-3} de adubação potássica, na forma de cloreto de potássio.

Estabelecida às quantidades dos fertilizantes na forma mineral, procedeu-se o cálculo da dose de LCP necessária para fornecer a mesma quantidade de N proporcionado pelo fertilizante mineral. Para este cálculo foram considerados os resultados preliminares obtidos em condições de laboratório para a mineralização do nitrogênio do LCP, adotando-se a taxa de mineralização do LCP de 87% em até 60 dias (Tabela 15), tempo máximo estimado para o corte da parte aérea das plantas de milho,

contando a partir da incorporação e incubação dos tratamentos e do desenvolvimento das plantas de milho. Deste modo, a dose de LCP, em massa seca, foi de 6,46 g dm^{-3} ou 32,3 g $vaso^{-1}$, o mesmo que 13 t ha^{-1}. O LCP foi empregado seco, moído e peneirado em malha 2 mm, para facilitar a incorporação do material ao solo. A dose de LCP adicionou, em mg $vaso^{-1}$: 753 de N, 162 de P, 100 de S e 11 de B. Cabe aqui ressaltar que a dose de LCP adiciona 866 mg $vaso^{-1}$ de N na forma orgânica, entretanto há uma fração que não é liberada ou mineralizada para o tempo estimado, 60 dias, considerando a taxa de 87% de mineralização (Tabela 15).

Posteriormente a incorporação dos tratamentos, estes permaneceram incubados por 10 dias, quando 10 sementes de milho foram semeadas e desbastadas após cinco dias da germinação, restando seis plantas por vaso. A umidade foi mantida aproximadamente em 60% da capacidade de retenção de água do solo por meio de pesagens semanais dos vasos.

Durante a condução do primeiro cultivo foi necessário realizar quatro aplicações de 250 mg de P em todos os tratamentos, via solução de KH_2PO_4, devido à constatação de sintomas visuais de deficiência nutricional de P em todos os tratamentos.

No primeiro cultivo, o corte da parte aérea do milho ocorreu aos 45 após a germinação. O material vegetal da parte aérea foi lavado em água corrente, imerso em solução a 1,0% de HCl, seguido por lavagem em água destilada e seco em estufa a 70 ºC com circulação de ar, até atingir peso constante. Em seguida, o material vegetal foi triturado em moinho tipo *Wiley*. As raízes foram separadas e lavadas em água corrente, em solução a 1,0% HCl, em água destilada, secas e moídas como feito com a parte aérea.

A parte aérea e as raízes, separadamente, foram submetidas à digestão com HNO_3/H_2O_2 em forno de microondas (ABREU, 1997). Posteriormente, nos extratos vegetais, fez-se a determinação dos elementos N, P, S, B, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn, Al, Cd, Cr, Ni, Pb usando ICP-OES. O K foi determinado por fotometria de chamas.

Ao final do primeiro cultivo de milho, o solo de cada tratamento foi seco ao ar durante uma semana, homogeneizado e redistribuído equitativamente nos vasos do respectivo tratamento para a condução do segundo cultivo. O experimento foi novamente remontado, sem a aplicação de qualquer insumo, visando testar o efeito residual dos tratamentos na nutrição mineral das plantas. Neste ensaio, o corte da parte aérea ocorreu aos 47 dias após a germinação do milho, sendo o material vegetal preparado e analisado conforme descrito para as plantas do primeiro cultivo.

Antes de cada cultivo e ao final do segundo cultivo o solo foi amostrado, sendo o N-inorgânico determinado por arraste a vapor (CANTARELLA e TRIVELIN, 2001) e os atributos de fertilidade determinados conforme descrito no item 3.1 para o solo.

Os resultados obtidos foram avaliados estatisticamente por meio da análise de variância e complementada pelo teste de comparação de médias Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade, usando o software SISVAR 4.6 (FERREIRA, 1999).

Tabela 7 – Identificação, denominação e quantidade dos nutrientes N, P, S e B em cada tratamento, em mg vaso^{-1}.

		Quantidade adicionada de nutriente			
Tratamento	**Denominação**	**N**	**P**	**S**	**B**
		----------mg vaso^{-1}----------			
T_1- LCP + N P S B na forma mineral	Completo	1503,0	912,0	200,0	13,8
T_2- Adubação mineral de N P S B	Mineral	750,0	750,0	100,0	2,5
T_3- LCP	Lodo	753,0*	162,0*	100,0*	11,3*
T_4- LCP+ _ P S B na forma mineral	Sem N*	753,0*	912,0	200,0	13,8
T_5- LCP + N _ S B na forma mineral	Sem P*	1503,0	162,0*	200,0	13,8
T_6- LCP + N P _ B na forma mineral	Sem S*	1503,0	912,0	100,0*	13,8
T_7- LCP + N P S _ na forma mineral	Sem B*	1503,0	912,0	200,0	11,3*
T_8-Meia dose de LCP+ _ P S B na forma mineral	Meia dose de lodo*	376,5*	912,0	200,0	13,8

LCP = Lodo biológico gerado na indústria e celulose e papel.
*LCP como fonte exclusiva do nutriente omitido.

Tabela 8 – Identificação, denominação e quantidade dos nutrientes N, P, S e B em cada tratamento, em kg ha^{-1}.

		Quantidade adicionada de nutriente			
Tratamento	**Denominação**	**N**	**P**	**S**	**B**
		----------kg ha^{-1}**----------			
T_1- LCP + N P S B na forma mineral	Completo	646,0	364,6	178,8	1,5
T_2- Adubação mineral de N P S B	Mineral	300,0	300,0	140,0	1,0
T_3- LCP	Lodo	346,0*	64,6*	38,8*	0,5*
T_4- LCP+ _ P S B na forma mineral	Sem N*	346,0*	364,6	178,8	1,5
T_5- LCP + N _ S B na forma mineral	Sem P*	646,0	64,6*	178,8	1,5
T_6- LCP + N P _ B na forma mineral	Sem S*	646,0	364,6	38,8*	1,5
T_7- LCP + N P S _ na forma mineral	Sem B*	646,0	364,6	178,8	0,5*
T_8-Meia dose de LCP+ _ P S B na forma mineral	Meia dose de lodo*	173,0*	332,3	159,4	1,25

LCP = Lodo biológico gerado na indústria e celulose e papel.
*LCP como fonte exclusiva do nutriente omitido.
** Considerando a camada arável de 0-20 cm e densidade do solo igual 1,0 g cm^{-3}.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise química do solo e das amostras do lodo biológico da indústria de celulose e papel utilizados na experimentação

O material em estudo, o LCP, apresenta coloração escura, consistência pastosa, é predominantemente orgânico, com pH próximo à neutralidade (6,4), umidade de 87% e 13% de sólidos totais (Tabela 9). A relação C/N foi igual a 18 (639,6 g kg^{-1} de C e 34,1 g kg^{-1} de N) e 14 (377,0 g kg^{-1} de C e 26,8 g kg^{-1} de N) para as amostras I e II, respectivamente (Tabela 9). A amostra I foi utilizada nos experimentos em condições de laboratório, enquanto a amostra II no experimento em vasos em condições de casa de vegetação.

A concentração média de N total (kjeldahl) é de 30,5 g kg^{-1} (3,0%), em massa seca, sendo o somatório de N na forma inorgânica (amoniacal, nitrato e nitrito) inferior a 0,1 g kg^{-1}, indicando que praticamente todo o N presente no resíduo encontra-se na forma orgânica (Tabela 9), como exposto para lodo de esgoto por ANDRADE et al. (2006). Entretanto, mediante a mineralização do N contido no LCP, isto é, a passagem do N da forma orgânica para a forma inorgânica, este nutriente poderá estar disponível na solução do solo para a absorção radicular das plantas, caso não seja requisitado pelos microrganismos.

O LCP contém, aproximadamente, 0,5% de macronutrientes como P e Ca e 0,3% de S. Apesar do K ser um elemento químico monovalentes de elevada solubilidade deste modo ser levado junto à água que retorna ao corpo hídrico, o LCP apresenta moderado teor deste nutriente (0,4%). Os micronutrientes estão presentes em concentrações inferiores a: 0,004% para B, Cu e Mo; 0,025% para Mn e Zn; e 0,230% para o Fe.

O sódio (Na) contido no LCP tem origem numa determinada etapa do processamento da celulose ou da limpeza das máquinas e equipamentos. Observa-se, na Tabela 9, que a carga teórica de Na introduzida ao solo, supondo uma aplicação anual de 10 t ha^{-1} de LCP para uma determinada cultura agrícola, é igual a 58 kg $ha^{-1}ano^{-1}$, valor este que pode ser considerado baixo, em vistas a norma canadense para materiais não agrícolas que podem ser utilizados como fonte de nutrientes, como os biossólidos (MOE, 2004). A referida norma canadense limita a carga máxima de Na nas aplicações agrícolas entre 200 a 500 kg ha^{-1} ano^{-1}, para solos de textura arenosa a argilosa,

respectivamente. Ademais, a carga de Ca (53 kg ha^{-1} ano^{-1}) e Mg (11,5 kg ha^{-1} ano^{-1}) podem atuar mitigando os potenciais efeitos negativos do Na sobre a estrutura do solo. Segundo CROMER et al. (1984), solos de textura grosseira não apresentaram efeitos de deterioração severos e nenhuma perda na permeabilidade foi observada em decorrência da aplicação de efluentes detentores de alta porcentagem de sódio trocável.

Tabela 9 - Composição do lodo biológico proveniente de indústria de celulose e papel utilizado na experimentação de laboratório e de casa de vegetação, teores médios e carga teoria em 10 t ha^{-1}.

Parâmetro	Unidade [1]	Amostra I*	Amostra II**	Teor médio	Em 10 t ha^{-1} LCP[2] (kg ha^{-1})
pH	-	6,4	6,4	-	-
Umidade	% (m m^{-1})	86,9	87,2	-	-
Sólidos Totais	% (m m^{-1})	13,1	12,8	-	-
Sólidos Voláteis	% (m m^{-1})	93,0	91,1	-	-
Carbono orgânico	g kg^{-1}	639,6	377,0	508,3	5083,0
Nitrogênio Kjeldahl	g kg^{-1}	34,1	26,8	30,5	304,5
N - amoniacal	mg kg^{-1} [3]	81,0	94,0	87,5	0,9
N - nitrato-nitrito	mg kg^{-1} [3]	4,0	4,0	4,0	<0,1
Alumínio	g kg^{-1}	2,1	1,1	1,6	16,0
Boro	mg kg^{-1}	37,0	35,0	36,0	0,4
Cálcio	g kg^{-1}	4,6	6,0	5,3	53,0
Enxofre	g kg^{-1}	3,1	3,0	3,05	30,5
Ferro	g kg^{-1}	1,8	2,8	2,30	23,0
Fósforo	g kg^{-1}	5,0	5,0	5,0	50,0
Magnésio	g kg^{-1}	1,1	1,2	1,2	11,5
Manganês	mg kg^{-1}	292,0	212,0	252,0	2,5
Potássio	g kg^{-1}	1,8	6,0	3,9	39,0
Sódio	g kg^{-1}	6,3	5,3	5,8	58,0

[1] Resultados expressos na amostra em massa seca.
[2] Massa seca.
[3] Os valores de concentração para o nitrogênio nas formas amoniacal e nítrica foram determinados na amostra nas condições originais.
* LCP utilizado nos experimentos de laboratório.
** LCP utilizado no experimento de vasos.

Confrontando a concentração química inorgânica do LCP utilizado nas experimentações, amostras I e II, com a concentração máxima permitida (CMP) nos lodos biológicos, segundo algumas legislações sobre uso agrícola de resíduos (CONAMA, 2006; CETESB, 1999; US-EPA, 1993), Tabela 10, observa-se que os teores de metais pesados e outros elementos potencialmente tóxicos como As, Ba e Se

estão presentes em concentrações muito inferiores aos limites estabelecidos, adequando-se, portanto, ao uso agrícola quanto aos parâmetros químicos inorgânicos.

Note-se que alguns elementos como As, Cd, Hg e Se não foram detectados ou estavam presentes em concentrações inferiores ao limite de detecção (Tabela 10). Os elementos listados na Tabela 10, quando presentes em grande quantidade no lodo podem diminuir a taxa de mineralização do nitrogênio do solo, devido à redução na atividade microbiológica (ALCÂNTARA et al, 2007), inviabilizando a produção de determinadas culturas em função do acúmulo destes elementos no tecido vegetal das plantas (LOPES et al., 2005).

Os resultados apresentados na Tabela 10 também indicam que o LCP apresenta valores abaixo dos limites máximos de contaminantes (LMC) estabelecido na Instrução Normativa nº27 do MAPA (MAPA, 2006), valores de referência para a produção e comércio de fertilizantes orgânicos.

No caso de uma aplicação anual de 10 t ha^{-1} do LCP em questão, em massa seca, para uma determinada cultura agrícola, seriam introduzidos ao solo, aproximadamente: 304,5 kg de N (na forma orgânica); 50,0 kg de P e Ca; 30,5 kg de S; 0,4 kg de B, além de 39,0 kg de K e 11,5 kg de Mg, entre outros elementos listados na Tabela 9. Nesta mesma dose, a carga teórica dos elementos inorgânicos, listados na Tabela 10, apresentar-se-ia abaixo da carga acumulada teórica permitida (CATP) estabelecida por lei (CETESB, 1999; CONAMA, 2006). Efetuando a razão entre CATP e a carga teórica adiciona pela suposta dose de LCP, é obtido a quantidade máxima de aplicações do material, que podem variar entre 195 a 1897 aplicações, tendo como referências Pb e Ni, respectivamente. Considerando ainda a mesma dose, 10 t ha^{-1} e taxa de aplicação a cada sete anos, ciclo de cultivos de algumas florestas plantadas de eucalipto, o número de aplicações seriam os mesmos, entretanto seriam necessários de 1365 a 13279 anos, para Pb e Ni, respectivamente, atingirem o limite máximo de acúmulo teórico solo.

Segundo BELLAMY et al. (1995), quando necessário, uma boa alternativa para diluir a concentração de elementos químicos de indesejado acúmulo no solo, como Na ou metais como Cd, Cr, Hg e Pb, é a adição de até 20% de resíduo primário no LCP a ser empregado na reciclagem agrícola. Porém, este não é o caso do material em estudo, pois, a concentração de Na e metais no material pode ser considerada baixa, em comparação a outros lodos de esgoto. A mistura entre o resíduo primário e secundário (material fibroso + lodo biológico), pode elevar a concentração de C e, dessa forma, aumentar a relação C/N. Dependendo da proporção misturada, pode ser obtido um

material com teor total de N entre 1,0 e 1,3% ou no caso de maior proporção do resíduo primário, um material com teor ainda menor de N de 0,3 a 0,5%.

Tabela 10 – Composição inorgânica do lodo biológico proveniente de indústria de celulose e papel utilizado nos experimentos; concentração máxima permitida (CMP) e carga acumulada teórica permitida (CATP) nos lodos biológicos, segundo o CONAMA; limite máximo de contaminantes (LMC) admitidos em fertilizantes orgânicos, conforme o MAPA. Carga inorgânica teórica em 10 t ha^{-1}.

Elemento químico	Amostra I*	Amostra II**	CMP [1]	LMC [2]	CATP [3]	Em 10 t ha^{-1} de LCP[4]
	----------mg kg^{-1} [5]----------				kg ha^{-1} ano^{-1}	kg ha^{-1}
Arsênio	<0,005[6]	<0,005[6]	41,0	20,0	30,0	-
Bário	47,6	40,0	1300,0	-	265,0	0,438
Cádmio	<0,005[6]	<0,005[6]	39,0	3,0	4,0	-
Chumbo	10,7	31,3	300,0	150,0	41,0	0,210
Cobre	51,2	9,3	1500,0	-	137,0	0,303
Cromio	6,0	31,9	1200,0	200,0	154,0	0,190
Mercúrio	<0,005[6]	<0,005[6]	17,0	1,0	1,2	-
Molibdênio	1,2	1,6	50,0	-	13,0	0,014
Níquel	2,8	5,0	420,0	70,0	74,0	0,039
Selênio	<0,005[6]	<0,005[6]	100,0	80,0	13,0	-
Zinco	114,8	96,1	2800,0	-	445,0	1,055

[1] CMP = Concentração máxima permitida (CONAMA, 2006).
[2] LMC = Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos (MAPA, 2006).
[3] CATP = Carga acumulada teórica permitida (CONAMA, 2006).
[4] Massa seca.
[5] Resultados expressos na amostra em massa seca.
[6] Não detectado, concentrações menores que o limite de detecção.
* Lodo utilizado nos experimentos de laboratório.
** Lodo utilizado no experimento de vasos.

O solo, classificado como ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO utilizado nas experimentações apresentou textura franco-argilosa (argila 28,4%; silte 29,1% e areia 42,5%). Os resultados da análise de fertilidade do solo da camada de 0-20 cm são apresentados na Tabela 11.

A amostra de solo utilizada é rica em matéria orgânica (>5%), alcalina (pH=7,7) e enquadra-se no grande grupo dos solos Eutróficos (V>50%), o que denota boas qualidades de fertilidade natural (Tabela 11). Chama a atenção o teor de Ca neste solo, sendo o complexo de troca de cátions predominantemente saturado por Ca (488 $mmol_c$ dm^{-3}), representando mais de 95% da CTC (511,2 $mmol_c$ dm^{-3}). A concentração de B e Mn neste solo pode ser considerada média, e a de Cu, Fe e Zn altas, conforme RAIJ et al. (1997).

Tabela 11 - Atributos de fertilidade do ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO utilizado nos experimentos.

M.O.[1]	pH [2]	V%	C.T.C.	S.B.	P[3]	S[6]	K[3]	Ca[3]	Mg[3]	H + Al[2]
g dm^{-3}	-	%	--$mmol_c$ dm^{-3}--		---mg dm^{-3} ---		-------$mmol_c$ dm^{-3} ---------			
55	7,7	98	511,2	502,5	8	10,7	2,5	488	12	9

B[4]	Cu[5]	Fe[5]	Mn[5]	Zn[5]	Ni[5]	Cd[5]	Cr[5]	Pb[5]
----------mg dm^{-3}----------								
0,23	1,5	32	3,5	2,6	0,54	0,05	<0,01	1,45

[1] CANTARELLA et al. (2001); [4] ABREU et al. (1994);
[2] QUAGGIO e RAIJ (2001); [5] ABREU et al. (2001); e
[3] RAIJ E QUAGGIO (2001); [6] CANTARELLA e PROCHOW (2001).

Os ARGISSOLOS compreendem, depois dos LATOSSOLOS, a ordem mais extensa de solos brasileiros, sendo, por isso, de especial importância em nosso país. Sabe-se que em grande parte do território brasileiro predominam solos altamente intemperizados, sendo que a maioria pertence à ordem dos LATOSSOLOS ou ARGISSOLOS, onde predominam argilominerais de baixa atividade (sesquióxidos de argila 1:1), que lhes conferem, juntamente com a matéria orgânica do solo (MOS), carga variável dependente de pH (OLIVEIRA, 2005; GEODERT e SEBASTIÃO, 2007).

É valido ressalvar que em condições de alcalinidade do pH (>7,0) há a possibilidade do aparecimento de deficiências de alguns micronutrientes, como o Zn, o Fe, o Cu e o Mn e, em menor proporção o B (Oliveira, 2005).

4.2 Mineralização de carbono em solo tratado com lodo biológico da indústria de celulose e papel

A mineralização ou a biodegradação do carbono contido em resíduos orgânicos pode ser determinada por testes respirométricos, tipo Bartha (CETESB, 1990), que capturam o carbono orgânico mineralizado do material na forma gasosa de CO_2 (C-CO_2). Tais estudos têm sido propostos com a finalidade de averiguar possíveis efeitos deletérios ocorridos no metabolismo da microbiota edáfica, quando determinados resíduos são introduzidos aos solos. A atividade metabólica dos microrganismos do solo pode ser sensivelmente afetada caso o resíduo em avaliação apresente uma determinada carga de substâncias potencialmente tóxicas, limitando desta forma, a biodegradação do resíduo.

A mineralização do material orgânico contido no LCP é apresentada na Figura 5 como C emanado acumulado na forma gasosa de CO_2 (C-CO_2) do controle (dose 0, somente solo) e das misturas de solo e lodo (dose 1, 2 e 3). Note-se que a aplicação de doses crescentes de LCP beneficiou a atividade metabólica dos microrganismos decompositores do solo, medida pelo aumento da respiração basal do solo. Semelhantes resultados também são relatados em outras literaturas para o lodo de esgoto (ANDRADE, 2004; PIRES et al., 2002; SANTOS et al., 2002).

A respiração basal do solo pode ser definida como a soma total de todas as funções metabólicas nas quais o CO_2 é produzido, sendo as bactérias e os fungos os principais responsáveis pela liberação deste gás em função da degradação da matéria orgânica (SILVA et al., 2007).

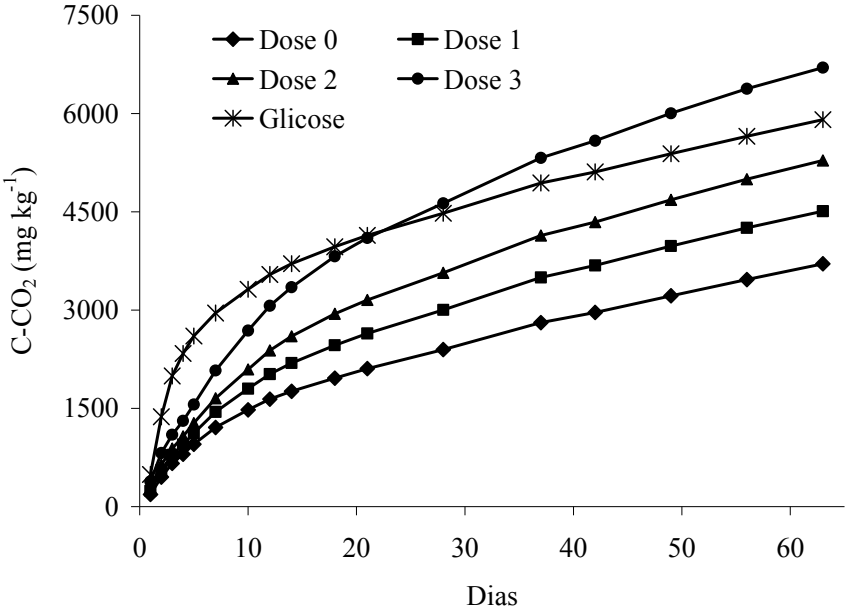


Figura 5 – Evolução das quantidades de carbono liberado e acumulado por 63 dias de incubação, na forma de CO_2. As doses 0, 1, 2 e 3 representam, em massa seca de LCP: 0; 1,6; 3,2 e 6,5 t ha^{-1}, respectivamente. A glicose foi aplicada equivalente a 4,4 t ha^{-1}.

Durante os cinco primeiros dias de incubação todos os tratamentos tiveram semelhante liberação de C-CO_2, exceto para o tratamento com glicose que foi mais intenso (Figura 5). A glicose é utilizada como padrão para comparar da degradação do LCP com um material de fácil degradação no solo. O grau de recalcitrância dos compostos adicionados pode determinar a degradação do mesmo, sendo que em alguns

tipos de lodo de esgoto, há o predomínio de substâncias como proteínas, lipídios, celulose, hemicelulose e lignina (ANDRADE, 2004), que possuem taxas de mineralização distintas e são mais resistentes à degradação que os açúcares.

Durante os primeiro 20 dias da incubação observa-se intensa liberação de $C\text{-}CO_2$ em todos os tratamentos (Figura 5). Entretanto, a partir dos 30 dias de incubação, a degradação da carga orgânica seguiu mais lentamente, o que permitiu aumentar o espaçamento entre as leituras de condutividade elétrica do experimento.

Ao final do período de estudo, 63 dias de incubação, a quantidade total de $C\text{-}CO_2$ emanado acumulado foi igual a 3705 mg kg^{-1} no tratamento controle (dose 0, somente solo), enquanto na dose 1, 2 e 3 foram iguais a 4508; 5282 e 6700 mg kg^{-1} respectivamente (Figura 5, Tabela 12). Em comparação ao controle, a aplicação do LCP (dose 1, 2 e 3) aumentou, em média, 1,5 vezes a respiração basal dos microrganismos do solo, indicando estimulo positivo por parte do LCP à atividade metabólica da comunidade microbiana edáfica.

Os resultados de $C\text{-}CO_2$ emanado acumulado dos tratamentos que adicionaram LCP (dose 1, 2 e 3) descontado o $C\text{-}CO_2$ emanado acumulado no controle (dose 0), foram ajustados à equação exponencial de cinética química de primeira ordem, proposta por STANFORD e SMITH (1972) inicialmente para o nitrogênio (Figura 6). O modelo matemático descreve a dinâmica de mineralização do $C\text{-}CO_2$ liberado pelo LCP ao longo do tempo (t), considerando apenas um reservatório de C potencialmente mineralizável do LCP (C_0) e a constante de velocidade da reação (k), obtidos no ajuste matemático dos dados.

O modelo utilizado ajustou-se adequadamente aos dados, sendo o coeficiente de correlação (r) superior a 0,9915, para as equações obtidas. Com o aumento da dose de LCP a constante de velocidade da reação (k) se manteve, aproximadamente, em 0,050 $dias^{-1}$ (Figura 6). Deste modo, são necessários, aproximadamente, 4 dias (T1/2 = tempo de meia-vida) para ocorrer a degradação da metade da carga de carbono potencialmente mineralizável (C_0) adicionada via LCP. De maneira geral, é comum na literatura relato de redução dos valores de k com o aumento da dose de lodo de esgoto aplicada (ANDRADE, 2004; SANTOS et al., 2002; PIRES et al., 2002; ALTAFIN, et al., 2002), sugerindo a possibilidade de acúmulo de material orgânico recalcitrante com a aplicação de doses sucessivas a solos agrícolas.

O aumento da dose de LCP resultou na ampliação do reservatório potencialmente mineralizável de carbono do solo (C_0), de 829 para 3066 mg kg^{-1}, dose 1

e 3, respectivamente (Figura 6). O LCP em estudo é um material facilmente degradado pelos microrganismos do solo, o que é desejável em termos ambientais e agronômicos. Tal fato é confirmado pela semelhança entre o reservatório de C potencialmente mineralizável (C_0) da dose 2 e do tratamento glicose, 1618 e 2088 mg kg^{-1}, respectivamente (Figura 6). Estes tratamentos adicionaram quantidades semelhantes de $C\text{-}CO_2$, 3794 e 3227 mg kg^{-1} para dose 2 e glicose, respectivamente, o que proporcionou a liberação de 5282 e 5905 mg kg^{-1} $C\text{-}CO_2$, respectivamente nos tratamentos (Tabela 12). Embora o C_0 da dose 2 e da glicose sejam considerados semelhantes, as reações de mineralização ocorram com velocidade distintas (k), sendo muito mais rápida para a glicose (0,2875) que para a dose 2 (0,0495) (Figura 6).

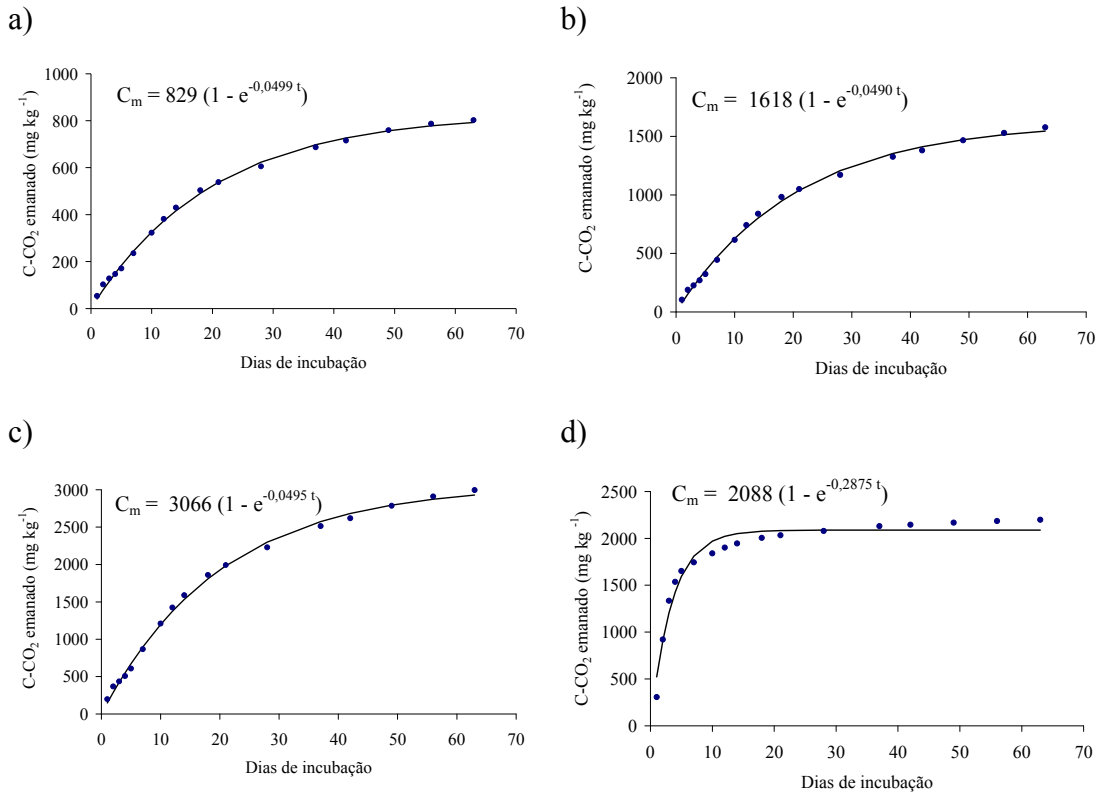


Figura 6 - Cinética de mineralização do carbono em função do tempo em misturas de solo e lodo biológico de indústria de celulose e papel incubados por 63 dias. As doses de LCP adicionaram, em mg kg^{-1} de $C\text{-}CO_2$: (a) Dose 1 = 1897; (b) Dose 2 = 3794; (c) Dose 3 = 7587. A dose de glicose adicionou, em $C\text{-}CO_2$: (d) Glicose = 3227 mg kg^{-1}. Resultados obtidos a partir do ajuste de valores de C-CO, descontados o controle (dose 0), em função do tempo (t): $C_m = C_0\ (1 - e^{-k.t})$; em que: C_m = C mineralizado, em mg kg^{-1} no tempo "t"; C_0 = C potencialmente mineralizado, em mg kg^{-1}; e k = constante de velocidade da reação em dia^{-1}.

Tabela 12 – Taxa de mineralização do carbono orgânico contido no LCP, após 63 dias de incubação. Valores médios de C emanado na forma de CO_2 (mg kg^{-1}) e taxas de mineralização (%).

Tratamento	Dose do lodo em massa seca t ha^{-1}	C-CO_2 ----------mg kg^{-1}----------			Mineralização
		Adicionado	Emanado	Líquido	%
Dose 0	0	-	3705	-	-
Dose 1	1,6	1897	4508	803	42
Dose 2	3,2	3794	5282	1577	42
Dose 3	6,5	7587	6700	2995	39
Glicose	4,4	3227	5905	2200	68

As taxas de mineralização do material orgânico contido no LCP foram calculadas considerando a contribuição líquida ou efetiva do LCP, descontando o C-CO_2 emanado acumulado no controle (dose 0, somente solo) dos tratamentos dose 1, 2 e 3. O mesmo foi realizado para o tratamento com glicose. Em relação ao controle, houve o aumento de 803; 1577 e 2995 mg kg^{-1} na quantidade liberada de C-CO_2 para as doses 1, 2 e 3, respectivamente. Deste modo, é possível inferir que o aumento na atividade basal dos microrganismos foi proporcional às quantidades adicionadas de LCP, uma vez, que a dose 2 e 3 eram o dobro e quádruplo, respectivamente, da dose 1. O valor médio da taxa de mineralização do LCP, aos 63 dias de incubação, foi 41%, praticamente o dobro da mineralização observada para o lodo de esgoto (ANDRADE, 2004; PIRES et al., 2002; SANTOS et al., 2002).

ANDRADE (2004) reporta taxas de mineralização do carbono de 22%, em 70 dias de incubação, para três tipos de lodos biológicos gerados em sistemas de tratamento de esgoto por sistemas de lodo ativado e reator anaeróbio; 7 e 5% no caso de materiais mais estabilizados como lodo compostado e o lodo de lagoa de estabilização com tempo de detenção de um ano. No mesmo sentido, no trabalho de PIRES et al. (2002) pode-se observar que a taxa média de mineralização do carbono contido no lodo de esgoto digerido anaerobiamente e tratado com biopolímeros foi maior (42%) que o tratado com cal (26%) e o da lagoa de estabilização tratado com biopolímero (16%).

SANTOS et al. (2002) observaram pequenas diferenças na mineralização do carbono entre um lodo de esgoto seco, moído e incorporado (21%) ou aplicado em superfície (20%), evidenciando que o aumento da superfície de contato do lodo não

alterou a atividade microbiana do solo. Entretanto, no tratamento com o lodo úmido em superfície ocorreram as menores percentagens de mineralização. Este fato foi explicado pelo lodo não ser sido seco e moído, de maneira que sua superfície exposta foi menor que nos demais tratamentos, tornando mais lenta a mineralização.

No caso do LCP utilizado no presente estudo, com o aumento da dose houve pequena redução na taxa de mineralização, reduzindo de 42% na dose 1 para 39% na dose 3 (Tabela 12). No caso da dose 2, o aumento na quantidade emanada acumulada de $C\text{-}CO_2$ manteve inalterada a taxa de mineralização, que é calculada em relação ao carbono inicialmente adicionado via resíduo, degradando-se igual a taxa na dose 1.

Estudos envolvendo doses crescentes de lodo de esgoto indicam que o aumento da carga orgânica além da capacidade de degradação da comunidade microbiana proporciona redução na taxa de mineralização do material orgânico introduzido no solo (ANDRADE, 2004; PIRES et al., 2002; SANTOS et al., 2002). O presente estudo indica pequena redução na degradação do LCP para doses de até 6,5 t ha^{-1}, massa seca (dose 2). As aplicações de LCP podem corroborar para incorporação de C orgânico aos solos, beneficiando a qualidade ambiental do solo.

Para o lodo biológico oriundo da indústria de gelatina, BROZELE et al. (2004), estudaram a mineralização do C em misturas de solo e doses de 10, 40 e 50 t ha^{-1} de lodo (C/N = 9,5), massa úmida, encontraram 112, 35 e 24% de mineralização do resíduo adicionado, respectivamente.

No Estado de São Paulo, de acordo com a Norma CETESB L6.350 (CETESB, 1990), resíduos industriais com eficiência de biodegradação superior a 30%, são passíveis de disposição no solo agrícola. Essa determinação é válida também para os lodos de esgotos, que na grande maioria apresentam taxas de mineralização inferior ao limite imposto. Considerando a legislação (CETESB, 1990) o LCP é considerado um material biodegradável, sendo sua taxa média de mineralização do carbono igual a 41%, em 63 dias de incubação.

Á medida que o LCP é assimilado e metabolizado pelos microrganismos, o C orgânico do lodo é oxidado e liberado na forma CO_2 pelo processo respiratório para gerar energia. Com isso, as relações iniciais de C/N, C/P e C/S que eram iguais a 14; 75 e 126, respectivamente, gradualmente se estreitam ainda mais, supostamente, passando para 8; 45 e 74 (considerando 41% de mineralização do C). A gradual mineralização do C é um indicativo da liberação de outros nutrientes como N, P e S contidos em formas orgânicas prontamente oxidáveis, isto é, mais lábeis. Provavelmente, o consumo

preferencial dos compostos facilmente degradáveis conduz a uma estabilização nas reações de mineralização, após os 30 dias de incubação. Tal estabilização pode ser atribuída também ao fato de permanecerem compostos mais recalcitrantes e menos lábeis, isto é, compostos mais resistentes à degradação microrganismos decompositores.

Considerando as formas orgânicas de N, P e S, pode se concluir-se que, durante o processo de mineralização do material orgânico adicionado ao solo, no caso via LCP, a taxa de liberação desses nutrientes, muito provavelmente, é distinta da taxa de mineralização do C, como afirma SILVA e SÁ MENDONÇA (2007) no caso da MOS. Deste modo, torna-se fundamental a compreensão da dinâmica de liberação do N oriundo do LCP, tendo em vista o expressivo teor deste nutriente no material, quando se propõem o manejo ambientalmente adequado e agronomicamente eficiente.

4.3 Mineralização de nitrogênio em solo tratado com lodo biológico da indústria de celulose e papel

A determinação da taxa de mineralização do N das misturas incubadas de solo e lodo biológico da indústria de celulose e papel (LCP) seguiu o recomendado na legislação (CETESB, 1999; CONAMA, 2006); adotando-se modelo matemático de primeira ordem para descrever a dinâmica de liberação do N no solo que recebeu o material. Os modelos matemáticos possibilitam avaliar ou prever fenômenos que podem ocorrer durante o manejo do resíduo no campo, gerando informações que auxiliam na recomendação de fertilizantes nitrogenados, de modo a evitar riscos potenciais de lixiviação de nitrato.

Supondo a recomendação de 55 kg ha^{-1} de N para cultura do eucalipto, as doses de LCP foram calculadas adotando-se 100, 50 e 25% de mineralização do N-orgânico contido no LCP, para as doses 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 13). A dose 0 continha somente solo (controle). Os tratamentos adicionaram: zero; 27,5; 55,0 e 110,0 mg kg^{-1} de N na forma orgânica via LCP, representados pelas doses zero; 1; 2 e 3 que simulavam a aplicação de zero; 1,6; 3,2 e 6,5 t ha^{-1} de LCP em massa seca, respectivamente (Tabela 13).

Tabela 13 – Quantidade de N-orgânico aplicado nos tratamentos para fornecer 55 kg ha^{-1}, supondo 100, 50 e 25% de mineralização para as doses 1, 2 e 3, respectivamente. Representação das doses em campo em massa seca e úmida.

	Experimento de laboratório	Representação em campo		
	N-orgânico via lodo mg kg^{-1}solo	N-orgânico via lodo kg ha^{-1}	Massa seca t ha^{-1}	Massa úmida t ha^{-1}
Dose 0	0	0	0	0
Dose 1	27,5	55	1,6	12
Dose 2	55,0	110	3,2	25
Dose 3	110,0	220	6,5	50

Os resultados de N-inorgânico de cada tratamento, descontado o N-inorgânico mineralizado no respectivo tempo inicial (tempo zero), foram ajustados à equação exponencial de cinética química de primeira ordem, modelo inicialmente proposto por STANFORD e SMITH (1972). O modelo matemático utilizado além de possibilitar estimar a quantidade de N-inorgânico disponibilizado num dado tempo, permite estimar a contribuição efetiva do N oriundo do LCP em cada dose, bastando descontar destas o valor obtido na dose 0 (controle, somente solo), no mesmo tempo. A taxa de mineralização do N foi calculada em função dos resultados de N-inorgânico obtidos aos 126 dias de incubação, descontando o N mineralizado na dose 0 e considerando o N adicionado pelo LCP, nas demais doses.

Nota-se que a mineralização do N do solo foi mais intensa durante os primeiros 30 dias de incubação (Figura 7), enquanto a mineralização do C foi mais intensa durante os primeiros 20 dias do experimento (Figuras 5 e 6). Provavelmente, os compostos orgânicos nitrogenados lábeis como proteínas, aminoácidos e açúcares foram degradados preferencialmente até que fossem exauridos, induzindo determinada estabilização do processo de mineralização após os 30 dias de incubação. Deste modo, após os 30 dias compostos mais recalcitrantes como hemicelulose, celulose e lignina podem exercem maior influência na disponibilidade de nutrientes como N e C ao longo dos 96 dias restantes da incubação.

A dinâmica de mineralização do N-orgânico do LCP foi mais rápida que à relatada para lodos de esgoto (EPSTEIN et al., 1978; LINDEMANN e CARDENAS, 1984; PIRES et al, 2008; SILVA et al, 2008), indicando que os compostos nitrogenados presentes no material, aqui estudado, são mais facilmente degradados, como observado para o C (Figuras 5 e 6).

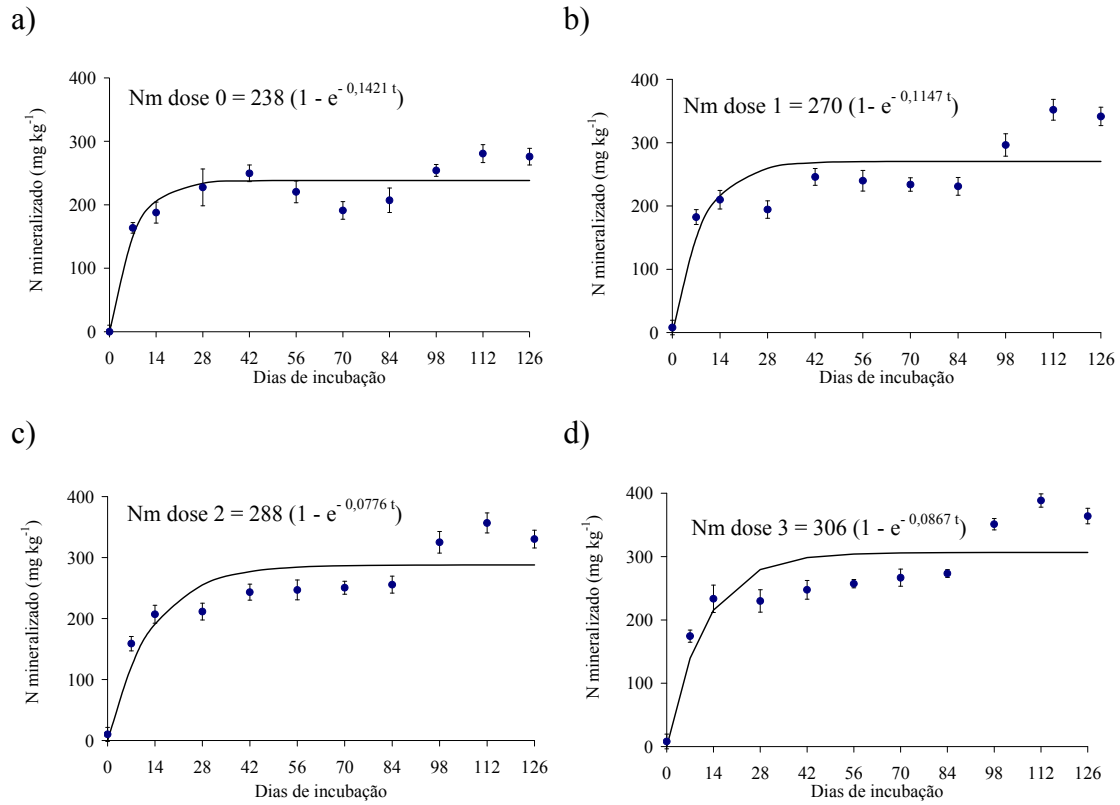


Figura 7 - Cinética de mineralização do nitrogênio em função do tempo em misturas de solo e lodo biológico de indústria de celulose e papel incubados por 126 dias. As doses de LCP foram: (a) Dose 0, somente solo, sem adição de lodo; (b) Dose 1, 27,5 mg kg^{-1} de N-orgânico; (c) Dose 2, 55 mg kg^{-1} de N-orgânico; (d) Dose 3, 110 mg kg^{-1} de N-orgânico. Resultados obtidos a partir do ajuste de valores de N-inorgânico descontados a média do tempo zero, em função do tempo (t): $N_{-m} = N_0 (1 - e^{-k.t})$; em que: N_{-m} = N mineralizado, em mg kg^{-1} no tempo "t"; N_0 = N potencialmente mineralizado, em mg kg^{-1}; e k = constante de velocidade da reação em dia^{-1}.

Analisando-se os parâmetros obtidos no estudo de cinética química, é possível inferir que com o aumento da dose de LCP houve incrementos do reservatório de N potencialmente mineralizável do solo (N_0) (Figura 7), isto é, a aplicação de LCP aumenta o potencial do solo em fornecer N às culturas. Assim sendo, a capacidade do solo em fornecer N às culturas passou de 238 mg kg^{-1} na dose 0 (controle, somente solo) para 306 mg kg^{-1} na dose 3 (6,5 t ha^{-1} de LCP, massa seca). Extrapolando estas representações para a camada arável compreendida entre 0-20 cm do solo, onde se encontra maior concentração de raízes e adotando-se densidade do solo igual 1 t m^3, observa-se que no estado natural (dose 0) o solo apresenta 476 kg ha^{-1} de N potencialmente mineralizáveis, enquanto a dose 3 proporcionou 612 kg ha^{-1} de N, sendo portanto, o LCP responsável por fornecer, potencialmente, 136 kg ha^{-1} de N. Entretanto, a quantidade disponibilizada de N pelo LCP deve sempre ser adequada a necessidade

nutricional da cultura, de modo a mitigar a possibilidade de lixiviação de nitratos aos corpos hídricos.

LINDEMANN e CARDENAS (1984) determinaram os parâmetros cinéticos em dois tipos de solo (arenoso e argiloso) que receberam aplicações crescentes de lodo de esgoto seco (0, 10, 15 e 30 g kg^{-1}), irradiado com raios gama e relação C/N igual a 4,3. Ao final de 224 dias de incubação, os autores observaram variação no reservatório de N potencialmente mineralizável do solo (N_0) entre 65 e 238 mg kg^{-1}, para o solo arenoso, e entre 73 e 207 mg kg^{-1} no solo argiloso, para as doses 0 e 30 g kg^{-1}, respectivamente.

Segundo STANFORD e SMITH (1972) a quantidade de N mineralizada do solo ao longo do tempo é influenciada pela temperatura, disponibilidade hídrica, taxa de reposição de oxigênio, pH, quantidade e qualidade do resíduo orgânico adicionado e pelo teor de outros nutrientes. Tais atributos influenciam diretamente o N_0. Enfatiza-se, que o reservatório de N potencialmente mineralizável do solo (N_0) pode ser especialmente influenciado pelo histórico agrícola da área, principalmente, em áreas que já receberam sucessivas aplicações de lodo.

Neste sentido PIRES et al. (2008), visando determinar a taxa de mineralização do N em solo que nunca recebeu aplicação de resíduo ou lodo e em solos que receberam sucessivas aplicações de lodo de esgoto, coletaram amostras de solo de um experimento de campo instalado em Jaguariúna-SP. Este experimento recebeu por mais de cinco anos aplicações anuais de lodo de esgoto na dose recomendada para a cultura (CETESB, 1999), o dobro e o quádruplo da dose recomendada. Os autores praticaram quatro doses de lodo de esgoto, conforme determinado em CETESB (1999) - controle (sem adição de lodo); 45; 90 e 180 mg kg^{-1} de N via lodo - constituindo quatro grupos de incubação, um para cada solo coletado na área do experimento de campo. O N_0 obtido no controle comparado ao obtido na maior dose de lodo, em cada grupo de incubação, variou, respectivamente, entre: 5 e 22 mg kg^{-1} no solo da área de controle (solo que nunca recebeu resíduo ou lodo); 871 e 59 mg kg^{-1} no solo onde foi aplicado a dose recomendada; 780 e 1488 mg kg^{-1} onde era empregado o dobro da dose recomendada e; 1432 e 159 mg kg^{-1} no solo onde era praticado o quádruplo da dose recomendada. Estes resultados evidenciam efeito residual na disponibilidade de N do solo sucessivamente tratado com lodo. Deste modo, outros modelos exponenciais, como o duplo ou triplo, poderiam ser considerados para representar a dinâmica de liberação do N nos solos que receberam ou não, aplicações de resíduos orgânicos como os lodos biológicos. Com tudo, o modelo adotado deve ser o que melhor ajustar-se aos dados, observado pelo

coeficiente de correlação (r). O modelo adotado pode favorecer a compreensão da provável dinâmica de liberação dos compostos nitrogenados em campo, após uma adubação orgânica.

Considerando os resultados aqui observados para solo que nunca recebeu lodo, porém com grande teor de matéria orgânica e naquele encontrados por PIRES et al. (2008), seria mais interessante que a legislação (CETESB, 1999; CONAMA, 2006) levasse em conta o efeito provocado na mistura solo-lodo e não buscar isolar o efeito proporcionado exclusivamente pelo lodo, o que pode acarretar a observação de valores negativos de mineralização do N do resíduo. Isto pode ocorrer mesmo em solos que nunca receberam resíduos ou lodo, como aqui verificado para solo com elevado teor de matéria orgânica (Tabela 14).

Em relação à constante de velocidade da reação de mineralização, representada por "k" na Figura 7, esta diminuiu com o aumento da dose LCP de 0,1147 (1,6 t ha^{-1}) para 0,0867 (6,5 t ha^{-1}), sendo o menor valor observado na dose intermediária, 0,0776 $dias^{-1}$ (3,2 t ha^{-1}). A redução de k em função do aumento da dose foi observada para outros materiais orgânicos semelhantes, como o lodo de esgoto (EPSTEIN et al., 1978; LINDEMANN e CARDENAS, 1984; PIRES et al., 2008; SILVA et al., 2008).

Descontado o efeito do solo, ao final do estudo, a dose 1 de LCP (1,6 t ha^{-1}, massa seca) apresentou contribuição de 32,2 mg kg^{-1} de N (Tabela 2). Esta quantidade é maior que o N adicionado na forma orgânica via tratamento, 27,5 mg kg^{-1}, indicando degradação de uma pequena fração da matéria orgânica do solo. Neste caso, a mineralização do N oriundo do LCP foi superior a 100% (Tabela 15), o que segundo Kuzyakov et al. (2000), pode ser considerado efeito "*primig*" positivo na matéria orgânica do solo.

Entretanto, no caso da dose 2 e 3 de LCP (3,2 e 6,5 t ha^{-1}, massa seca) há uma pequena fração nitrogenada do LCP que não foi disponibilizada até o final do período de estudo. No caso da dose 2, a adição de N via tratamento foi de 55,0 mg kg^{-1}, sendo 49,6 mg kg^{-1} disponíveis às culturas (Tabela 14), ou seja, 90% do total adicionado na forma orgânica pelo LCP (Tabela 15). No caso da dose 3, a adição de N via tratamento foi de 110,0 mg kg^{-1}, sendo 68,2 mg kg^{-1} disponíveis às culturas (Tabela 15), ou seja, 68% do total adicionado via LCP.

Nem todo N-orgânico adicionado via resíduo é lábil ou prontamente mineralizável, admitindo-se, portanto, outros compartimentos potencialmente mineralizáveis, porém menos lábeis (LINDEMANN e CARDENAS, 1984;

ANDRADE, 2004; PIRES et al., 2008). Estes autores apresentam informações indicando que outros modelos de cinética química exponenciais podem ser considerados para descrever a cinética de mineralização de N de solos sucessivamente tratados com lodo de esgoto, pois consideraria compartimentos com diferente grau de recalcitrância. Porém, no caso de solos agrícolas representativos do Sul do Brasil, e que nunca receberam lodos, o modelo de cinética química exponencial simples tem demonstrado bom ajuste dos dados de N mineralizado, não necessitando de modelos superparametrizados (CAMARGO et al., 2002).

O cálculo da taxa de mineralização foi realizado conforme exposto na legislação (CETESB, 1999; CONAMA, 2006), no qual é subtraído de cada tratamento o N mineralizado no tempo zero e descontado dos tratamentos com LCP (dose 1, 2 e 3) o N mineralizado na dose 0 em cada tempo de avaliação. Considera-se, por tanto, o N supostamente ofertado pelo LCP em relação ao N adicionado em cada dose.

Quando se descontou, em cada tempo de avaliação, o N-inorgânico do tratamento controle (dose 0, sem lodo), foram observados valores negativos de mineralização do N do resíduo, ou seja, verificação de imobilização do N oriundo do LCP (Tabela 14 e 15). Essa imobilização permaneceu por menos de 20 dias e apenas na presença da dose 2, como pode ser observado nas Tabelas 14 e 15.

A forma adotada para contabilizar o N-inorgânico liberado pelo LCP e sua respectiva taxa de mineralização podem conduzir a interpretações inconsistentes com o provável cenário da dinâmica de liberação de N da interação solo-lodo, uma vez que é descontado o N-inorgânico liberado pelo solo. Deste modo, podem ser observados valores negativos da taxa de mineralização do N do LCP, que podem não apontar ausência de N-inorgânico no sistema, porém maior disponibilidade deste nutriente no tratamento controle (dose 0, somente solo).

A pequena predominância de imobilização do N do resíduo na fase inicial no tratamento dose 2 não foi sinônimo de ausência de N-disponível para as plantas, uma vez que os valores médios do N-inorgânico no tratamento controle (dose 0) estavam entre 150 e 224 mg kg^{-1} aos 7 e 20 dias, respectivamente, o que representa de 300 e 440 kg ha^{-1} da camada 0-20 cm do solo com densidade igual 1 t m^{-3}. Como relatado, a quantidade determinada de N-inorgânico mineralizado no tratamento controle (dose 0) é descontada nos demais tratamentos (dose 1, 2 e 3) com a finalidade de gerar informações sobre a disponibilidade de N-inorgânico proporcionada exclusivamente pelo resíduo. Esta maneira de calcular a disponibilidade de N proporcionada pelo

resíduo pode implicar em interpretações erradas em relação à disponibilidade de N-inorgânico no sistema solo-lodo.

Ao longo de 126 dias o LCP liberou, em média, 50 mg kg^{-1} de N (100 kg ha^{-1}, camada 0-20 cm), que podem ser utilizados na nutrição mineral das plantas (Tabela 14). Entretanto, grande parte do N liberado pelo LCP foi disponibilizada durante os 30 primeiros dias, ou seja, o equivalente a 33,5 mg kg^{-1} (67 kg ha^{-1}, camada 0-20 cm). Muito provavelmente, esta primeira fração do nutriente será absorvida durante a fase inicial de arranque das mudas de eucalipto e/ou imobilizado pelos microrganismos do solo, o que reduz o potencial de lixiviação no perfil do solo. O restante do N liberado pelo LCP, ou seja, o equivalente a 16,5 mg kg^{-1} (33 kg ha^{-1}) necessita de pelo menos mais 96 dias, considerando condições ideais de temperatura e umidade, para disponibilizar a fração remanescente. A liberação lenta do N contido LCP, em comparação aos fertilizantes nitrogenados prontamente disponíveis, reduz o potencial de lixiviação de nitratos nos solos, economizando ainda uma nova entrada na área para a reaplicação do nutriente mineral, que é normalmente parcelado, justamente para evitar a lixiviação e promover melhor nutrição mineral das culturas.

Em relação ao potencial natural do solo (dose 0) em fornecer N, 238 mg kg^{-1}, as doses 1, 2 e 3 de LCP incrementaram o N potencialmente mineralizável do solo em 32,2; 49,6 e 68,2 mg kg^{-1}, respectivamente, representando um incremento de até 29%, no caso da dose 3 (Tabela 14). A dose 1 é capaz de fornecer 64 kg ha^{-1} de N, o que atenderia a demanda pela cultura do eucalipto. As dose 2 e 3 podem proporcionar 100 e 136 kg ha^{-1} de N e poderiam ser recomendadas para culturas anuais como o milho e cana-de-açúcar, frutíferas como a uva e o citros, estimulantes como o café, culturas estas de expressivo uso e ocupação dos solos do Estado de São Paulo.

Deste modo, é demonstrando o potencial do LCP em atuar como fonte nitrogenada. Entretanto, cabe aqui ressaltar, que este experimento simulou uma conjuntura de condições favoráveis à atividade metabólica dos microrganismos decompositores do solo como temperatura e umidade ideais, solo eutrófico e com elevado teor de matéria orgânica além da adição de um material facilmente biodegradável. Contudo, espera-se semelhante ou mesmo maior degradação do LCP em solos distróficos e com baixo teor de matéria orgânica, principalmente pela baixa disponibilidade de energia para o metabolismo dos microrganismos nestes solos.

No campo estas mesmas condições, quando limitantes, podem reduzir a taxa de mineralização do N aplicado via LCP, podendo refletir em perdas de produção.

Tabela 14 - N-inorgânico mineralizado do LCP.

Tratamento	Dias de incubação					
	15	20	30	60	90	126
	----------mg kg^{-1}----------					
Dose 1	12,1	18,9	26,9	32,0	32,2	32,2
Dose 2	-12,1	2,5	24,8	46,9	49,3	49,6
Dose 3	13,1	28,1	48,9	66,6	68,1	68,2

Dose 1, 2 e 3 representam em massa seca: 1,6, 3,2 e 6,5 t ha^{-1} de LCP, respectivamente.

Tabela 15 – Taxa de mineralização do N-orgânico do LCP.

Tratamento	Dias de incubação					
	15	20	30	60	90	126
	----------%					
Dose 1	44	69	98	116	117	117
Dose 2	-22	4	45	85	90	90
Dose 3	12	26	44	61	62	62
Média	11	33	62	87	90	90

Dose 1, 2 e 3 representam em massa seca: 1,6; 3,2 e 6,5 t ha^{-1} de LCP, respectivamente.

Aos 30 dias de incubação, a taxa de mineralização do N contido no LCP foi de 98% para dose 1 (1,6 t ha^{-1} de LCP, massa seca), enquanto nas demais doses, aproximadamente, 45% (doses de 3,2 e 6,5 t ha^{-1} de LCP, massa seca) (Tabela 15). Tais valores podem ser considerados elevados, tendo em conta a pequena imobilização ocorrida na dose intermediária (3,2 t ha^{-1}). Na dose 2, durante os 15 primeiros dias predominavam valores negativos de mineralização líquida de N (-22%), isto é, provavelmente os microrganismos edáficos necessitaram recorrer ao N-inorgânico do solo num primeiro momento. Entretanto aos 30 dias, a taxa de degradação da dose 2 foi de 44%, indicando grande disponibilidade de N, porém duas vezes menor que na dose 1.

Encerrado o experimento aos 126 de incubação, a taxa de mineralização potencial do N-orgânico do LCP foi estimada em 90%, aproximadamente 3 vezes maior que o apresentado por BOEIRA et al. (2002) para o lodo de esgoto.

Note-se que a na presença da dose 1 (1,6 t ha^{-1} de LCP, massa seca) valores acima de 100% de mineralização N-orgânico do LCP são observados a partir de 30 dias do início da incubação. Tais valores indicam que a adição de LCP promove estímulo

positivo à degradação da MOS, este evento é conhecido como efeito "*priming"* positivo, conforme descrevem KUZYAKOV et al. (2000).

Na prática, pesquisas nacionais têm evidenciado ganhos de produtividade em florestas plantadas de eucalipto aplicando doses entre 8 e 15 t ha^{-1} de lodo de esgoto (massa seca) (VAZ e GONÇALVES, 2002; ROCHA et al. 2004; GUEDES et al., 2006). Em comparação aos lodos de esgotos, a dose de LCP recomendada para a mesma cultura será muito menor, podendo ficar entre a dose 1 e dose 2 (1,6 a 3,2 t ha^{-1} de LCP em massa seca), certamente oferecendo o mesmo ou até melhor potencial agronômico além de menores riscos de lixiviação de nitratos para os corpos hídricos. A dose de LCP é comparativamente menor, em relação aos lodos de esgotos, em função do elevado teor de N presente no material e da elevada taxa de mineralização de N deste.

A determinação do N mineralizado em incubações sem o processo da lixiviação permite o monitoramento do pH do solo ao longo do período estudado. Na Tabela 16, pode-se observar que a adição de LCP ao solo resultou em pequena alteração do pH deste. No início do período de estudo o tratamento controle (dose 0) já apresentava alcalinidade (7,76), que também foi constatada aos 112 dias de avaliação (7,84). O mesmo pode ser observado no solo que recebeu doses de LCP, partindo de 7,6 (três doses) chegando a 7,9. Segundo NKANA et al. (1999), o processo de mineralização do LCP pode aumentar as concentrações de Ca^{2+}, Mg^{2+} e SO_4^{2-} na solução do solo, influenciando sobremaneira o pH das reações químicas do solo.

Tabela 16 – Monitoramento do pH ao longo da incubação.

Tratamentos	Dias de incubação						
	0	7	14	28	42	56	112
Dose 0	7,76	7,81	7,82	7,82	7,73	7,68	7,84
erro padrão	±0,01	±0,01	±0,01	±0,01	±0,07	±0,03	±0,01
Dose 1	7,74	7,75	7,88	7,79	7,78	7,68	7,90
erro padrão	±0,01	±0,00	±0,01	±0,01	±0,02	±0,05	±0,01
Dose 2	7,67	7,65	7,75	7,80	7,80	7,73	7,92
erro padrão	±0,02	±0,01	±0,01	±0,01	±0,04	±0,02	±0,01
Dose 3	7,39	7,55	7,74	7,77	7,80	7,68	7,88
erro padrão	±0,00	±0,001	±0,01	±0,01	±0,00	±0,03	±0,01

Dose 0,1, 2 e 3 representam em massa seca: 0; 1,6; 3,2 e 6,5 t ha^{-1} de LCP, respectivamente.

Concomitantemente à mineralização do C e do N contido no LCP ocorre a mineralização de P, S e B também presentes no lodo em formas orgânicas e na ordem de 0,5; 0,3 e 0,004%, respectivamente (Tabela 9). Assim sendo, durante o processo da mineralização do LCP, podem ser liberados, além de N, outros macronutrientes como P e S, bem como o micronutriente B, muito limitante em culturas florestais. Estes e outros nutrientes contidos no LCP podem conferir maior sustentabilidade ao manejo integrado da fertilidade do solo da empresa, reduzindo a dependência de insumos minerais, sobretudo os fertilizantes nitrogenados.

4.4 Eficiência agronômica do lodo biológico da indústria de celulose e papel em fornecer N, P, S e B às plantas

Logo aos 15 dias após a germinação das plantas de milho do primeiro cultivo, foi observada deficiência severa e generalizada de P em todos os tratamentos (Figura 8). Provavelmente, o principal fator de contribuição para a baixa disponibilidade de P na solução do solo foi a condição alcalina do solo (Tabela 11), que favoreceu a precipitação deste nutriente como fosfatos de cálcio.

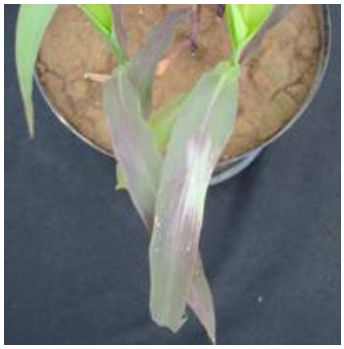
a) b) 

Figura 8 – Sintomas de deficiência de P em plantas de milho do primeiro cultivo, aos 15 dias após o plantio: a) vista superior, aspecto geral da planta com deficiência caracterizada pelo arroxeamento das folhas velhas; b) detalhe da porção mediana da folha velha em processo de recuperação da deficiência.

Como descrito no sub-item 3.4, foi aplicada solução de KH_2PO_4 em todos os tratamentos para correção nutricional da deficiência de P, entretanto apenas durante o primeiro ciclo de cultivo do milho.

4.4.1 Fertilidade do solo

As amostragens para as análises dos atributos químicos de fertilidade do solo foram realizadas em três épocas: i) antes do primeiro cultivo (Tabela 17), 10 dias após a incorporação e incubação dos tratamentos; ii) antes do segundo cultivo (Tabela 18); e iii) ao final do segundo cultivo (Tabela 19). Será aqui apresentada a análise de variação estatística, em cada época de amostragem, dos teores disponíveis no solo de: a) N-inorgânico determinado pelo método da destilação a vapor (CANTARELLA e PROCHNOW, 2001); b) P extraído pelo método da resina (RAIJ e QUAGGIO, 2001); c) S extraído com solução de fosfato de cálcio (CANTARELLA e PROCHNOW, 2001); e d) B extraído pelo método da água quente (ABREU et al., 1994). Entre os tratamentos avaliados, alguns atributos de fertilidade do solo como pH, matéria orgânica, CTC, S, V% e H + Al não apresentaram variação estatística significativa nas épocas avaliadas.

No primeiro cultivo (Tabela 17), chama atenção a maior disponibilidade de N para o grupo de tratamentos que recebeu este nutriente na forma mineral: como completo, mineral, sem P, sem S e sem B. Os tratamentos que tinham exclusivamente o LCP como fonte nitrogenada - como lodo, sem N e meia dose de lodo - apresentaram menor disponibilidade inicial de N no solo (Tabela 17). Tal fato era esperado, uma vez que praticamente todo o N contido no lodo está presente na forma orgânica, como inferido na Tabela 9, necessitando passar por transformações químicas para ser disponibilizado às plantas.

Como pode ser inferido dos itens anteriores, quando em condições ótimas de temperatura e umidade, o LCP em 10 dias apresenta degradação média do carbono orgânico igual a 16%, enquanto a taxa de mineralização do nitrogênio é negativa, indicando grande consumo deste nutriente pelos microrganismos, corroborando com os dados de menor disponibilidade inicial de N nos tratamentos que receberam exclusivamente o LCP como fonte nitrogenada.

Dentre o grupo que recebeu LCP e complementação mineral de N - como completo, sem P, sem S e sem B – o teor médio de N inorgânico no solo foi de 143,20 mg kg^{-1}, valor muito próximo ao teor encontrado no tratamento mineral, 152,78 mg kg^{-1}. Estes resultados indicam que provavelmente, num breve momento, tenha ocorrido uma pequena imobilização de N por parte dos microrganismos edáficos nos tratamentos completo, sem P, sem S e sem B. Deste modo, há evidências que o LCP tenha

contribuído pouco na liberação de N neste primeiro momento, visto que, nos tratamentos onde o LCP era fonte exclusiva de N - como no lodo, sem N e meia dose de lodo - a quantidade de N inorgânico no solo foi, aproximadamente, 67,13 mg kg^{-1}, praticamente a metade apresentada nos outros tratamentos. Em condições de laboratório (Figura 7), foram determinados, aos 7 dias da incubação, 171,66 mg kg^{-1} de N inorgânico (média entre as dose 1, 2 e 3).

Considerando as quantidades aplicadas de nutrientes em alguns tratamentos é aceitável que tenha ocorrido salinidade provocada pela adubação composta por LCP e complementação com insumos minerais (Tabela 7 e 8). Sais colocados em solução aumentam a pressão osmótica da mesma, sendo que as plantas, dependendo de espécies e variedades, só toleram até uma determinada concentração salina (RAIJ, 1991). Quando certos elementos minerais atingem um teor elevado no solo, eles inibem, parcial ou totalmente, a atividade da microbiota edáfica. Dentre todos os processos biológicos afetados, a nitrificação é certamente o mais sensível a influência tóxica da salinidade (TSAI et al. 1992).

Tabela 17 – Teor de N inorgânico, fósforo, enxofre e boro disponíveis no solo antes do primeiro cultivo de milho.

	N inorgânico	P	S	B
	mg kg^{-1}	----------mg dm^{-3}----------		
Completo	141,90 A	55,25 A	49,14 A	0,69 A
Mineral	152,78 A	40,25 B	51,59 A	0,68 A
Lodo	74,45 B	18,25 C	6,03 C	0,25 C
Sem N	69,60 B	51,50 A	43,76 B	0,62 B
Sem P	138,68 A	17,75 C	13,60 C	0,59 B
Sem S	146,20 A	47,00 B	37,57 B	0,70 A
Sem B	146,00 A	54,50 A	39,88 B	0,27 C
Meia dose lodo	57,35 B	47,00 B	40,49 B	0,68 A
Média geral	115,87	41,44	35,26	0,56
Erro padrão	7,85	2,33	1,61	0,03
CV (%)	13,55	11,27	9,13	11,76

CV: coeficiente de variação.
Médias seguidas pela mesma letra, em cada coluna, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott 5%.

No presente trabalho foi considerado os limites de interpretação de teores de P no solo sugeridos para o Estado de São Paulo por RAIJ et al. (1997) e reproduzidos no Anexo 1. Para os resultados de P extraído pela resina, mesmo apresentando valores que

podem ser considerados de médios a elevados (Tabela 17), como nos tratamentos completo, sem N, sem B, mineral, sem S e meia dose de lodo, houve a necessidade de aplicar P via solução, conforme descrito no item 3. É valido salientar que o exposto na Tabela 17 foi determinado antes das aplicações da solução de P e que o pH do solo apresentava-se igual a 7,5 (média geral).

Os tratamentos que receberam adubação mineral de P apresentaram os maiores valores de P-resina, média de 53,75 mg dm^{-3}, sendo eles: completo, sem N e sem B; enquanto no tratamento sem S e meia dose de lodo apresentavam 47,00 mg dm^{-3} (Tabela 17). Estes dois últimos tratamentos foram considerados inferiores aos primeiros, entretanto, iguais ao mineral, que apresentava 40,25 mg dm^{-3}. As menores médias foram obtidas nos tratamentos lodo e sem P, com 18,00 mg dm^{-3}.

Segundo RAIJ (1997), o fósforo encontra-se na solução do solo como íons ortofosfato, forma derivada do ácido ortofosfórico, H_3PO_4. Na fase sólida do solo o fósforo combina principalmente com metais com Fe, Al e Ca. A proporção relativa de dos compostos inorgânicos de P como Fe, Al e Ca é condicionada pelo pH e pelo tipo e quantidade de minerais existentes na fração argila. Em solos ácidos, com predomínio de caulinita e óxidos de Fe e Al, são mais importantes as combinações de P com Fe e Al, enquanto em solos neutros ou calcários, como o aqui estudado, aparecem mais fosfatos de cálcio de ordem elevada e baixa solubilidade. Neste sentido, a necessidade de aplicações adicionais de P, via solução, podem ser justificadas pela alcalinidade do solo, que favoreceu a formação de fosfatos de cálcio.

A contribuição de P na solução do solo pelo LCP pode ser estimada pela diferença entre a média dos melhores tratamentos (53,47 mg dm^{-3}) e da adubação exclusivamente mineral (40,25 mg dm^{-3}), que resulta num valor próximo ao ofertado nos tratamentos onde o LCP era fonte exclusiva de P, como no lodo e sem P, onde a média foi de 18,00 mg dm^{-3} (Tabela 17). Deste modo, pode se inferir que o LCP pode ter contribuído no mínimo com 25% do P na solução do solo.

Para que as plantas possam absorver o P, este deve estar presente em forma inorgânica na solução do solo. ANDRADE (2004) verificou em diferentes lodos de esgoto uma variação no conteúdo de P inorgânico da ordem de 40 a 60%. CHIBA (2005) verificou que do teor total de P contido no lodo de esgoto, 0,2% estavam em formas prontamente assimiláveis (P-KCl), 19% em formas inorgânicas associadas ao Fe/Al (P-NaOH) e 11% em formas associadas ao cálcio (P-HCl), totalizando 31% em

formas inorgânicas e consequentemente 69% em formas orgânicas. Provavelmente, a fração orgânica de P seja predominante no LCP, em semelhança aos lodos de esgotos.

No caso do S, este apresentou comportamento semelhante ao apresentado pelo N, sendo que os tratamentos que receberam aplicação de S mineral apresentaram faixa adequada do nutriente no solo, conforme RAIJ et al. (1997) (ANEXO 1). O mesmo pode ser observado para o tratamento sem S, com 37,57 mg dm^{-3}, que recebeu exclusivamente o LCP como fonte de S. Entretanto, o mesmo não foi verificado para os tratamentos lodo, 6,03 mg dm^{-3}, e sem P, 13,06 mg dm^{-3}, que apresentaram as menores médias.

Note-se que onde foi realizada complementação mineral com P houve maior disponibilidade de teores de S no solo (Tabela 17), evidenciando, preferencialmente a concorrência entre S e P pelos sítios de adsorção ou, em menor probabilidade, a imobilização pelos microrganismos do solo.

Segundo ALVAREZ et al. (2007) o SO_4^{2-} no solo encontra-se predominantemente adsorvido por partículas minerais e orgânicas. A adsorção de SO_4^{2-} são influenciada sobremaneira pelo teor e qualidade das argilas do solo. Solos mais argilosos e com predomínio de argilas de baixa atividade são os que apresentam as maiores capacidades de adsorção do SO_4^{2-}, bem como solos ricos em óxidos e hidróxidos de Ca, Fe e Al. Além da disponibilidade de sítios de adsorção, outros fatores importantes na determinação do grau de adsorção do SO_4^{2-} são a competição com outros ânions e o tipo de cátion acompanhante. O ânion que mais compete com o SO_4^{2-} pelos sítios de adsorção é o $H_2PO_4^-$. Este último é retido com maior energia, o que faz que o $H_2PO_4^-$ seja adsorvido em maior quantidade e com menor reversibilidade quando estes nutrientes são adicionados conjuntamente ao solo. Deste modo, entende-se que, não havendo P suficiente para ocupar os sítios de adsorção, grande parte do S é rapidamente adsorvida no solo. Assim sendo, muito provavelmente, como no caso do P, o S tenha formado compostos de baixa solubilidade, como sulfatos de cálcio.

A maior parte do B disponível às plantas é encontrada na matéria orgânica do solo (ABREU et al., 2007). Considerando as faixas de teor de micronutrientes proposta por RAIJ et al. (1997) (ANEXO 1), o teor do B no solo pode ser considerado: a) alto para os tratamentos complementados com este nutriente na forma mineral - como completo, mineral, sem P, sem S e meia dose de lodo - apresentando valores acima de 0,59 mg dm^{-3}; e b) médio para os tratamentos que tinham o LCP como fonte de B – como lodo e sem B - com valor próximo de 0,26 mg dm^{-3} (Tabela 17). Entretanto,

originalmente no solo foi constatado valor médio para a disponibilidade de B (Tabela 11), o que leva a crer que o LCP não disponibilizou o referido nutriente, nesta primeira avaliação.

Para o segundo cultivo de milho, em termos médios, houve incrementos na disponibilidade no solo de N, P, S e B (Tabela 18) em relação ao primeiro cultivo (Tabela 17), e deste modo, faixas adequadas de nutrientes na solução do solo para a maioria dos tratamentos, conforme RAIJ et al. (1997) (ANEXO 1), evidenciando efeito residual das adubações realizadas.

O aumento na disponibilidade dos nutrientes no solo está relacionado com a degradação do LCP, que libera, lentamente, entre outros nutrientes o N. Como pode ser observado nas Tabelas 12 e 15, entre 30 e 60 dias, há grande mineralização do carbono e do nitrogênio orgânico contido no LCP, entre 62 e 87% para o N e, aproximadamente, 41% para o carbono.

Tabela 18 – Teor de N inorgânico, fósforo, enxofre e boro disponíveis no solo antes do segundo cultivo de milho.

	N inorgânico	P	S	B
	mg kg $^{-1}$	----------mg dm^{-3}----------		
Completo	298,55 B	203,25 A	49,25 A	0,63 A
Mineral	233,05 C	191,75 A	54,50 A	0,57 A
Lodo	84,73 D	121,25 B	1,25 B	0,18 B
Sem N	44,23 D	204,00 A	49,25 A	0,56 A
Sem P	390,03 A	182,00 A	11,75 B	0,53 A
Sem S	340,55 A	184,25 A	56,25 A	0,61 A
Sem B	249,73 C	162,75 B	54,25 A	0,23 B
Meia dose lodo	71,88 D	151,00 B	44,25 A	0,59 A
Média geral	214,09	175,03	40,09	0,49
Erro padrão	18,55	17,59	3,11	0,03
CV %	17,33	20,10	15,51	12,94

CV: coeficiente de variação.
Médias seguidas pela mesma letra, em cada coluna, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott 5%.

Os maiores teores de N no solo foram observados nos tratamentos sem P e sem S, que apresentavam, inicialmente, 390,03 e 340,55 mg kg^{-1}, respectivamente, enquanto valores médios foram constatados para o completo, 298,55 mg kg^{-1}, mineral e sem B, acima de 233,05 mg dm^{-3}. Os menores teores foram observados para lodo, sem N e meia dose de lodo, com 84,73; 44,23 e 71,88 mg kg^{-1}, respectivamente. Exceto para o

tratamento sem N, todos tiveram incremento no teor inicial de N disponível, em comparação ao período que antecedeu a primeiro cultivo (Tabela 17 e 18).

Entretanto, no sub-item 4.3, sobre o estudo da mineralização do N em laboratório, aos 56 dias incubação, foi quantificada 248,00 mg kg^{-1} de N inorgânico no solo tratado com LCP (média entre as doses 1, 2 e 3) (Figura 7).

Para o P, houve aumento no teor extraído pela resina, principalmente ocasionado pelas aplicações de P via solução durante o primeiro cultivo, porém, não se descarta a contribuição do P contido no LCP durante o primeiro e no segundo cultivo (Tabela 17 e 18). O pH do solo no segundo cultivo apresentava-se igual a 7,3 (média geral).

Os tratamentos adubados com P na forma mineral (Tabela 18) - como completo, mineral, sem N e sem S - apresentaram maior disponibilidade do nutriente no solo, acima de 284,25 mg dm^{-3}. O tratamento sem P, com 182,00 mg dm^{-3}, apesar de não receber complementação mineral de P, apresentou desempenho considerado semelhante aos anteriormente citados.

Na segunda época de amostragem do solo dos vasos, a disponibilidade de P-resina no tratamento lodo foi igual a 121,25 mg dm^{-3}, porém quando a adubação foi constituída de LCP e complementação mineral de N, S e B (sem P), a disponibilidade do nutriente aumentou 33%. O desempenho do tratamento sem P foi considerado igual ao mineral, que proporcionou 191,75 mg dm^{-3} de P, como observado por MELO e MARQUES (2000), estudando o lodo de esgoto e o adubo fosfatado solúvel em água. Conforme estes autores, o lodo pode fornecer entre 20 a 80% do P absorvido pelas plantas. SILVA et al. (2002) relatam que o lodo de esgoto apresentou eficiência 25% superior ao superfosfato triplo como fonte de P para o milho. Por outro lado, para a cana de açúcar, CHIBA (2005) constatou que a adição de lodo de esgoto resultou em aumento na disponibilidade de P no solo, mas a quantidade do nutriente absorvido pela planta não foi afetada.

Para o S, este teve comportamento semelhante ao primeiro cultivo (Tabela 17 e 18) onde os tratamentos que receberam aplicação de S mineral apresentavam maior disponibilidade do nutriente - como completo, mineral, sem N e sem B - porém em maior concentração, com aproximadamente 51,81 mg dm^{-3} (média entre tratamentos). O tratamento sem S, no qual o LCP era fonte exclusiva de S, teve desempenho semelhante aos anteriormente citados, sendo a disponibilidade do nutriente igual a 56, 25 mg dm^{-3}. O mesmo não pode ser dito para o tratamento lodo e, neste caso, comparando os teores de S do primeiro cultivo, 6,03 mg dm^{-3} (Tabela 17), com o do segundo cultivo, 1,25 mg

dm^{-3} (Tabela 18), verifica-se uma menor disponibilidade de S no segundo cultivo, sugerindo grande consumo do S pelas plantas e/ou pelos microrganismos durante o primeiro ciclo.

Em relação ao primeiro cultivo, o tratamento sem P apresentou ligeira queda na disponibilidade de S, caindo para 11,75 mg dm^{-3} (Tabela 18). Note-se, também, que onde foi realizada complementação mineral com P houve maior disponibilidade de S no solo (Tabela 18), evidenciando concorrência entre S e P pelos sítios de adsorção, como descrito para o primeiro cultivo.

Considerando as faixas de teor de micronutrientes em RAIJ et al. (1997), apresentada no ANEXO 1, o teor do B no solo passou a ser considerado: a) médio para os tratamentos complementados com o elemento na forma mineral - como no caso do completo, mineral, sem N, sem P, sem S e meia dose de lodo - que apresentaram valores acima de 0,53 mg dm^{-3}; e b) baixo para os tratamentos que tinham o LCP como fonte de B – como lodo e sem B – com valor próximo a 0,21 mg dm^{-3}.

Durante dois cultivos sucessivos, as plantas de milho absorveram grande quantidade dos nutrientes (Tabela 22 e 23) presentes no solo (Tabela 17, 18). Deste modo, ao final do segundo cultivo, a disponibilidade destes nutrientes foi reduzida, (Tabela 19), em relação ao início dos cultivos (Tabela 17 e 18). O pH do solo ao final dos dois ciclos de cultivos era de 7,4 (média geral).

No final do experimento, após dois cultivos sucessivos de milho (Tabela 19), a disponibilidade média de N foi reduzida a 37,11 mg kg^{-1}, evidenciando grande consumo do N disponibilizado pelo LCP e/ou pelo fertilizante mineral em todos os tratamentos. Ao final do segundo cultivo, os tratamentos adubados com LCP e complementados com N mineral - como completo, sem P, sem S e sem B - apresentavam 38,73 mg kg^{-1} de N (média entre tratamentos), enquanto o tratamento mineral apresentava 18,70 mg kg^{-1}. Efetuando a diferença entre médias do primeiro grupo de tratamentos e o mineral, constata-se a contribuição de, aproximadamente, 20,00 mg kg^{-1} de N pelo LCP, valor muito semelhante ao proporcionado pela adubação exclusivamente mineral. Porém, quando LCP era fonte exclusiva de N - como sem N, lodo e meia dose de lodo - a contribuição do LCP foi o dobro à observada nos tratamentos complementados com o N mineral.

Quanto à disponibilidade de P para um próximo cultivo, o LCP poderá fornecer considerável teor do nutriente, devendo a adubação fosfatada ser reduzida, evidenciando efeito residual para este nutriente (Tabela 19). Contudo, nas condições do solo utilizado

(pH > 7,0), a adubação fosfatada não deve ser eliminada, pois deste modo, afetaria a disponibilidade de S.

Nota-se ainda, na Tabela 19, elevado teor do B no solo para os tratamentos que receberam adubação mineral com este nutriente.

A adubação composta por LCP + N, P, S e/ou B via fertilizantes minerais, demonstrou ser adequada para manter faixas de disponibilidade de nutrientes consideradas de altas a médias por dois cultivos sucessivos de milho (Tabela 17 e 18) sendo o efeito residual destas adubações, proporcionais ou mesmo superiores à adubação exclusivamente mineral (Tabela 19).

Tabela 19 – Teor de N inorgânico, fósforo, enxofre e boro disponíveis no solo após o segundo cultivo.

	N inorgânico	P	S	B
	mg kg $^{-1}$	----------mg dm^{-3}----------		
Completo	36,10 B	133,25 A	52,00 A	0,50 A
Mineral	18,70 C	130,00 A	53,75 A	0,52 A
Lodo	47,48 A	96,75 B	3,25 C	0,14 C
Sem N	42,10 A	124,75 A	43,50 B	0,47 B
Sem P	42,75 A	107,00 B	8,75 C	0,44 B
Sem S	30,73 B	124,50 A	35,75 B	0,52 A
Sem B	45,35 A	126,75 A	51,50 A	0,16 C
Meia dose lodo	33,65 B	121,25 A	50,75 A	0,51 A
Média geral	37,11	120,53	37,41	0,41
Erro padrão	2,54	4,02	3,75	0,01
CV %	13,68	6,67	20,06	6,46

CV: coeficiente de variação.
Médias seguidas pela mesma letra, em cada coluna, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott 5%.

4.4.2 Desenvolvimento das plantas

No primeiro cultivo (Figura 9) é possível distinguir dois grupos de tratamentos quanto à produção total de massa seca: a) o de produção acima de 20 g (completo, mineral, sem N, sem S e sem B); e b) o de produção inferior a 17 g (como lodo, sem P e meia dose lodo). Contudo, a diferença estatística entre a produção de massa entre os tratamentos foi pequena, indicando que é possível obter boa produtividade empregando menores quantidades de insumos minerais quando há utilização de LCP.

Quanto à adubação, os tratamentos sem N e meia dose de lodo distinguem-se apenas por levar a dose completa e a metade da dose de LCP, respectivamente, sendo

que ambos receberam a mesma complementação mineral em P, S e B. No caso do sem N, a produção de massa seca total das plantas foi maior que o tratamento que recebeu meia dose de lodo e igual ao mineral, devido, provavelmente, a TMN adotada (87%) que foi agronomicamente eficiente. Contudo, em comparação ao tratamento mineral, a dose aplicada de LCP no tratamento lodo foi capaz de proporcionar a mesma concentração de N na parte aérea das plantas de milho do primeiro cultivo (Tabela 20), entretanto o mesmo não pode ser dito para o sem N. Porém, a quantidade acumulada do nutriente, no primeiro cultivo, foi considerada igual entre os tratamentos mineral, sem N e lodo (Tabela 22).

Em relação à produção de massa seca total pelas plantas de milho, ainda no primeiro ciclo (Figura 9), nota-se, que os tratamentos no qual o lodo era fonte de N (sem N), fonte de S (sem S) ou fonte B (sem B) a produção de massa foi igual aos tratamentos que receberam exclusivamente fonte mineral (mineral) ou LCP e complementação mineral de todos os nutrientes testados, como N, P, S e B (completo).

No segundo cultivo de milho (Figura 10), podem ser distinguidos três grupos quanto à produção total de massa seca: a) o de produção superior a 27 g (completo, sem P e sem S); b) o de produção intermediária, 25 g (mineral e sem B); e c) o de produção abaixo de 21 g (lodo, sem N e meia dose de lodo). Contudo, nota-se que o emprego de LCP apresentou considerável efeito residual, viabilizando boa produção de massa seca.

Comparando as Figuras 9 e 10, nota-se que a produção de massa seca total das plantas de milho foi mantida ou aumentada em boa parte dos tratamentos. Tal fato é explicado pela maior disponibilidade inicial de nutrientes para o segundo cultivo (Tabela 18), devido à mineralização do LCP (Tabela 12 e 15) e ao efeito residual da adubação mineral. Outro importante fato foi à aplicação de P durante o primeiro cultivo, não limitando o crescimento inicial das plantas no cultivo seguinte.

O tratamento sem N não apresentou incremento na produção de massa seca total, em comparação ao primeiro cultivo. Provavelmente a disponibilidade de N na forma inorgânica no solo, do referido tratamento, pode ter limitado a produção de biomassa das plantas deste tratamento, pois apresentava 44,23 mg kg^{-1} N-inorgânico (Tabela 18). Outro tratamento que não apresentou incremento na produção de biomassa das plantas foi o sem B, no entanto, os teores de nutrientes apresentavam-se adequados (Tabela 23).

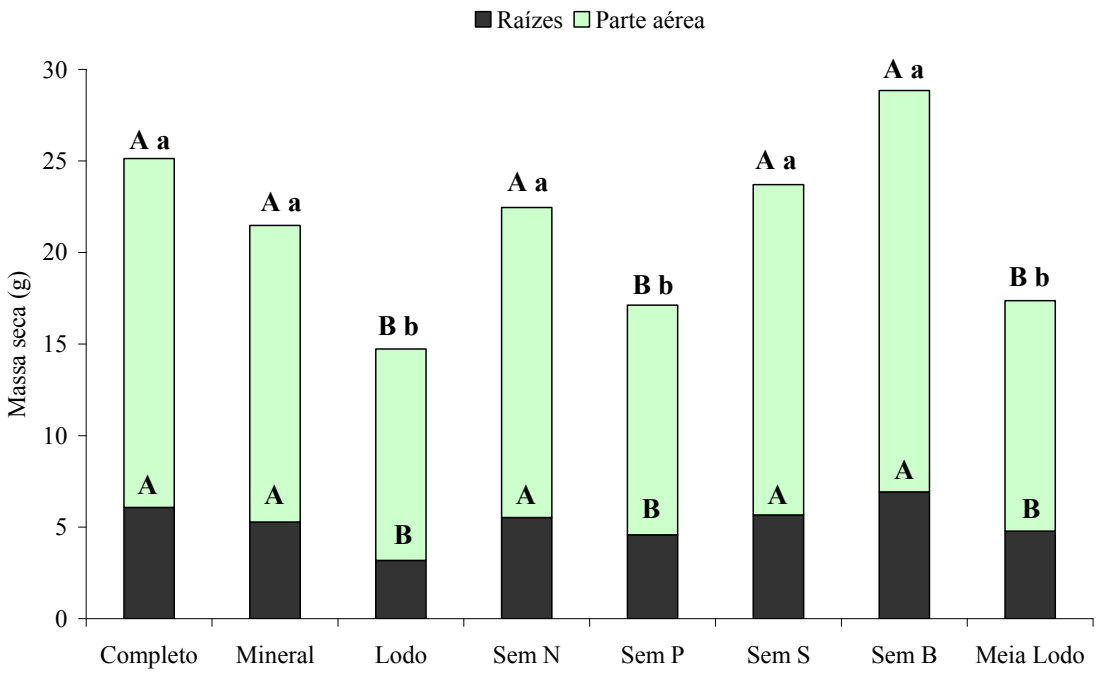


Figura 9 – Produção de massa seca da parte aérea e raiz de plantas de milho aos 45 dias após a germinação no primeiro cultivo. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula, comparação em cada parte da planta, e pela mesma letra minúscula para o total da planta, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott 5%.

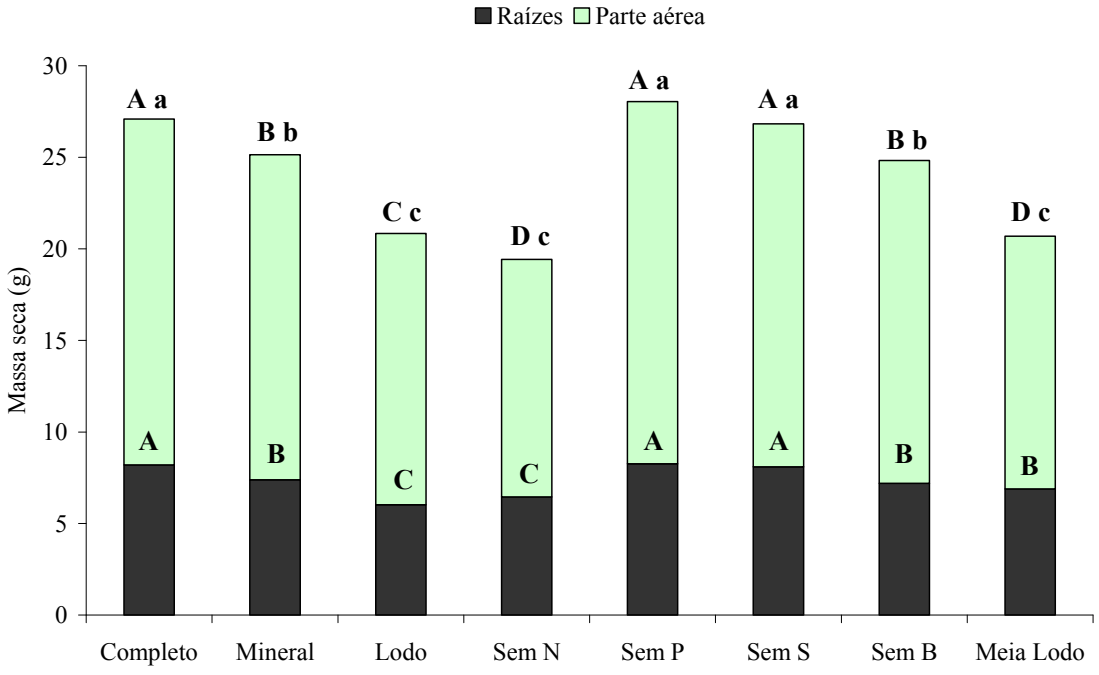


Figura 10 – Produção de massa seca da parte aérea e raiz de plantas de milho aos 47 dias após a germinação no segundo cultivo. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula, comparação em cada parte da planta, e pela mesma letra minúscula para o total da planta, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott 5%.

No caso do sem P, foi constatado o maior incremento na produção de massa, passando de 13 g no primeiro cultivo (Figura 9) para 20 g no segundo cultivo (Figura 10), que pode ser explicada pela maior disponibilidade inicial de N (Tabela 18). Para os demais tratamentos os incrementos foram bem menores, sendo que o completo manteve a produção em 19 g nos dois cultivos (Figura 9 e 10).

No primeiro cultivo, as concentrações de N, P, S e B na parte aérea das plantas de milho podem ser consideradas adequadas em todos os tratamentos (Tabela 20). Contudo, as menores concentrações de N foram observadas para os tratamentos sem N e meia dose de lodo e, de B para os tratamentos lodo, sem P e sem B.

Para o macronutriente N (Tabela 20), os tratamentos sem P e sem B se destacaram por apresentarem as maiores concentrações do nutriente nas plantas de milho, 31,78 e 31,88 g kg^{-1}, respectivamente, superando os tratamentos completo, o mineral e o lodo que apresentavam, aproximadamente, 28,90 g kg^{-1} (média entre tratamentos). A concentração de N na parte aérea das plantas do tratamento sem N e daquele que recebeu meia dose de lodo apresentaram as menores médias, 21,97 e 23,90 g kg^{-1}, respectivamente (Tabela 20).

Considerando a concentração de N nas plantas do primeiro ciclo de cultivo, a taxa de mineralização adotada (87%) pode ser considerada adequada no caso do tratamento lodo, porém o mesmo não pode ser dito para sem N e meia dose lodo, inferiores ao tratamento mineral (Tabela 20). Por outro lado, em função da quantidade absorvida de N pelas plantas (Tabela 22), não há diferença estatística entre os tratamentos citados, sendo, por tanto, a taxa de mineralização utilizada adequada.

As aplicações extras de P, via solução, mostraram-se eficientes para proporcionar a recuperação e adequação da concentração do elemento na planta. Provavelmente, a aplicação extra de P resultou na distinção de apenas dois grupos, quanto à concentração de P nas plantas: a) teores maiores que 2,35 g kg^{-1} - tratamento sem P, sem S e sem B -; e b) com aproximadamente 1,99 g kg^{-1} - tratamento completo, mineral, lodo, sem N, meia dose de lodo - (Tabela 20).

Para o S, observa-se a mesma tendência encontrada para o P, onde os tratamentos sem P, sem S, sem B e o meia dose de lodo apresentaram ao redor de 1,85 g kg^{-1} e os tratamentos completo, mineral, lodo e sem N com, aproximadamente, 1,60 g kg^{-1} (Tabela 20).

O micronutriente B, quanto à sua concentração na parte aérea das plantas, distingui-se dois grupos: a) completo, mineral, sem N, sem S, meia dose de lodo

apresentaram mais de 11,18 mg kg^{-1}; e b) lodo, sem P e sem B com, aproximadamente, 7,70 mg kg^{-1} (Tabela 20).

No primeiro cultivo, ao analisar o LCP como fonte de P e S, tratamento sem P e sem S, estes proporcionaram 2,48 e 1,93 g kg^{-1}, respectivamente de P e S, demonstrando maior eficiência em relação aos tratamentos completo e mineral, que apresentavam teores de P e S de 2,00 e 1,65 g kg^{-1}, respectivamente (Tabela 20). A mesma tendência não foi observada para os tratamentos sem N sem B, quando o LCP foi fonte de N e B, respectivamente. Nestes, a disponibilidade no solo de N e B pelo LCP estão, provavelmente, relacionadas à mineralização do mesmo.

No segundo cultivo, visualmente, as plantas apresentaram-se vigorosas como no primeiro cultivo, sugerindo concentrações adequadas dos nutrientes. Apesar da maior disponibilidade de nutrientes, inicialmente para o segundo cultivo (Tabela 18), as concentrações dos nutrientes foram menores (Tabela 21), exceto para o B, em comparação ao primeiro cultivo (Tabela 20).

A concentração do N na parte aérea das plantas de milho, do segundo cultivo, foi aproximadamente duas vezes menor (Tabela 21), em relação ao primeiro (Tabela 20). Entretanto, o tratamento sem P apresentou a maior concentração do nutriente, 18,78 g kg^{-1}, seguido pelo completo e sem S, com, aproximadamente 14,00 g kg^{-1}. As menores concentrações de N foram observadas nos tratamentos meias dose de lodo, lodo e sem N, respectivamente: 12,38; 9,43 e 8,65 g kg^{-1}.

No segundo cultivo, os tratamentos sem N e meia dose apresentaram a maior concentração de P nas plantas, 3,10 e 2,40 g kg^{-1}, respectivamente. Entretanto, nos demais tratamentos a concentração do nutriente foi 1,81 g kg^{-1} (média entre tratamentos), aproximadamente uma vez menor que no primeiro cultivo (Tabela 20).

No caso da concentração de S no segundo cultivo (Tabela 21) foram 1,2 a 2,3 vezes menores que no primeiro cultivo (Tabela 20), para completo e lodo, respectivamente. O tratamento sem S teve comportamento semelhante ao mineral, com 1,08 e 1,15 g kg^{-1}, respectivamente.

Ao contrario da tendência observada para a maior concentração de N, P e S no primeiro cultivo (Tabela 20), a concentração de B no segundo cultivo (Tabela 21) foi 3,3 a 1,4 vezes maiores, para sem P e sem N ou sem B, respectivamente. A exceção foi o tratamento lodo, o único a apresentar concentração menor do nutriente, 5,03 mg kg^{-1}. O tratamento sem B apresentou 17,58 mg kg^{-1} de B nas plantas (Tabela 21) e foi 2,2 vezes maior em relação ao primeiro cultivo (Tabela 20), ainda no segundo cultivo teve

comportamento considerado semelhante ao completo ou ao mineral, que apresentavam 21,65 e 20,10 mg kg^{-1}, respectivamente.

Tabela 20 – Concentração de N, P, S e B na parte aérea das plantas de milho do primeiro cultivo, 45 dias após a germinação.

	N	P	S	B
	----------g kg^{-1}----------			mg kg^{-1}
Completo	29,38 B	2,05 B	1,65 B	11,18 A
Mineral	29,05 B	1,95 B	1,65 B	12,95 A
Lodo	27,50 B	2,13 B	1,58 B	7,68 B
Sem N	21,97 C	2,05 B	1,50 B	11,48 A
Sem P	31,78 A	2,48 A	1,90 A	7,48 B
Sem S	29,65 B	2,35 A	1,93 A	13,50 A
Sem B	31,88 A	2,63 A	1,98 A	7,95 B
Meia dose lodo	23,90 C	2,08 B	1,85 A	12,53 A
Média geral	28,14	2,21	1,75	10,59
Erro padrão	1,04	0,13	0,09	1,43
CV(%)	7,42	11,41	10,37	27,04

CV: coeficiente de variação.
Médias seguidas pela mesma letra, em cada coluna, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott 5%.

Tabela 21 – Concentração de N, P, S e B na parte aérea das plantas de milho do segundo cultivo, 47 dias após a germinação.

	N	P	S	B
Parte Aérea	----------g kg^{-1}----------			mg kg^{-1}
Completo	13,65 B	1,73 E	1,35 A	21,65 A
Mineral	12,60 C	1,50 E	1,08 B	20,10 A
Lodo	9,43 D	1,93 D	0,70 D	5,03 B
Sem N	8,65 D	3,10 A	1,18 B	16,55 A
Sem P	18,78 A	1,83 E	1,33 A	24,93 A
Sem S	14,35 B	1,68 E	1,15 B	19,53 A
Sem B	12,38 C	2,20 C	1,48 A	17,58 A
Meia dose lodo	8,55 D	2,40 B	0,88 C	18,43 A
Média	12,30	2,04	1,14	17,97
Erro padrão	0,33	0,09	0,05	2,16
CV(%)	5,44	8,42	9,08	24,09

CV: coeficiente de variação.
Médias seguidas pela mesma letra, em cada coluna, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott 5%.

No segundo cultivo, ao analisar o LCP como fonte de P, S e B, tratamentos sem P, sem S e sem B, respectivamente, pode-se inferir que estes tiveram desempenho semelhante ao mineral e/ou também ao completo. O mesmo não pode ser dito para o tratamento sem N, lodo ou meia dose de lodo, que tinham o LCP como fonte exclusiva de N. Provavelmente, houve maior disponibilização de N durante a fase final do primeiro cultivo, que não se manteve durante o segundo ciclo de cultivo.

Aos 45 dias após a germinação das plantas de milho do primeiro cultivo, a quantidade absorvida de N, P, S e B foram maiores naqueles tratamentos adubados com LCP e complementados com insumo mineral do(s) nutriente(s) em questão (Tabela 22). Entretanto, quando o LCP apresentava-se como única fonte de N (sem N, lodo e meia dose), P (sem P e lodo), S (sem S e lodo) e B (sem B e lodo) este demonstrou eficiência e desempenho semelhante ao tratamento exclusivamente adubado com insumos minerais (mineral), o qual apresentou 470,37; 31,63 47,94 e 0,21 mg vaso^{-1} de N, P, S e B respectivamente.

Em relação ao tratamento mineral e considerando a quantidade acumulada de nutrientes aos 47 dias após a germinação das plantas de milho no segundo cultivo (Tabela 23), o efeito residual proporcionado pela adubação com LCP teve desempenho superior no caso do fornecimento de P (sem P) e de S (sem S) e igual para B (sem B). O efeito residual para o N ofertado pelo LCP (lodo, sem N e meia dose de lodo) foi inferior ao tratamento mineral, indicando maior absorção deste nutriente no primeiro cultivo.

No segundo cultivo, a absorção de P e S pelas plantas desenvolvidas no tratamento mineral, 26,61 e 13,61 mg vaso^{-1}, respectivamente, foi inferior àquela encontrada nas plantas dos tratamentos que receberam o LCP como fonte exclusiva dos nutrientes referidos, como nos tratamentos sem P (36,03 mg vaso^{-1} de P) e sem S (16,52 mg vaso^{-1} de S) (Tabela 23). Entretanto, para a quantidade de N absorvida pelas plantas de milho, o tratamento mineral foi melhor (223,18 mg vaso^{-1}). Quanto à absorção de B, verifica-se que esta foi igual para ao tratamento mineral (0,36 mg vaso^{-1}) e sem B (0,31 mg vaso^{-1}) (Tabela 23).

Tabela 22 – Quantidade absorvida de N, P, S e B nas plantas de milho do primeiro cultivo, 45 dias após a germinação.

	N	P	S	B
	----------mg vaso^{-1}----------			
Completo	561,45 A	39,61 B	48,51 B	0,21 A
Mineral	470,37 B	31,63 B	47,94 B	0,21 A
Lodo	318,48 B	24,73 B	43,31 B	0,09 B
Sem N	367,58 B	34,99 B	33,14 C	0,19 A
Sem P	399,29 B	31,15 B	60,37 A	0,10 B
Sem S	540,23 A	44,32 A	57,36 A	0,26 A
Sem B	701,71 A	57,58 A	62,56 A	0,17 A
Meia dose lodo	295,73 B	25,54 B	44,56 B	0,15 B
Média geral	456,85	36,19	49,72	0,17
Erro padrão	53,89	4,98	3,35	0,03
CV (%)	23,59	27,53	13,47	33,35

CV: coeficiente de variação.
Médias seguidas pela mesma letra, em cada coluna, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott 5%.

Tabela 23 – Quantidade absorvida de N, P, S e B nas plantas de milho do segundo cultivo, 47 dias após a germinação.

	N	P	S	B
	----------mg vaso^{-1}----------			
Completo	257,82 B	32,61 B	18,40 B	0,41 B
Mineral	223,18 C	26,61 C	13,61 C	0,36 B
Lodo	139,37 D	28,46 C	6,62 E	0,07 D
Sem N	112,06 E	40,11 A	10,16 D	0,21 C
Sem P	371,50 A	36,03 A	24,86 A	0,49 A
Sem S	268,55 B	31,28 B	16,52 B	0,36 B
Sem B	217,81 C	38,63 A	18,29 B	0,31 B
Meia dose lodo	117,61 E	32,99 B	7,51 E	0,25 C
Média geral	213,49	33,34	14,50	0,31
Erro padrão	6,29	1,18	0,80	0,04
CV %	5,90	7,08	11,03	24,55

CV: coeficiente de variação.
Médias seguidas pela mesma letra, em cada coluna, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott 5%.

Com base no presente estudo, conclui-se que o LCP atua no sentido de melhorar a fertilidade do solo e, desta forma, favorecer a produção das plantas. Tudo indica que a adubação nitrogenada mineral pode ser completamente substituída pelo material em estudo, uma fonte orgânica. Além do N, a mineralização do LCP pode disponibilizar consideráveis quantidades de P, S e B, entre outros nutrientes. Entretanto, estes nutrientes necessitam de um tempo relativamente maior para ocorrer sua liberação, em comparação ao N. A conjugação entre adubo mineral e orgânico (LCP) para suprir as necessidades nutricionais das plantas, provavelmente, apresente resultados superiores em termos de produção, quando comparado ao manejo da fertilidade do solo com insumos exclusivamente minerais ou orgânicos.

4.4.3 Interação entre a disponibilidade de N, P, S e B no solo e absorção destes nutrientes pelas plantas de milho e recomendações agronômicas

Observando os teores de N inorgânico, P e S no solo (Figuras 11, 12 e 13, respectivamente) é possível verificar tendência de aumento dos teores entre a primeira e segunda amostragem, com posterior queda da segunda para a terceira época. No caso do B, houve queda do teor no solo entre a primeira e terceira amostragem.

Na primeira análise de solo, realizada 10 dias após a aplicação dos tratamentos, os teores disponíveis de N, P, S e B nos tratamentos em que o LCP foi fonte exclusiva desses nutrientes apresentaram-se inferiores aos determinados no tratamento mineral e completo (Tabela 17). Dessa forma, diferenças em termos de absorção desses nutrientes pelo milho poderiam ocorrer, mas isso não foi observado, inclusive com desempenho superior do tratamento sem S (Tabela 22). Supõe-se, então, que o processo de mineralização do material orgânico do LCP tenha disponibilizado fração adicional dos nutrientes avaliados, mantendo o suprimento adequado às plantas.

Em função da mineralização do material orgânico do LCP e/ou do solo (ver tratamento com adubo mineral), a disponibilidade de N, P e S aumentou em praticamente todos os tratamentos, comparativamente com a primeira amostragem do solo. Novamente se poderia esperar maior absorção de nutrientes pelas plantas de milho do segundo ciclo, em relação ao primeiro cultivo, o que também não ocorreu, exceto para o B, o único a apresentar incremento no segundo cultivo (Tabelas 22 e 23). Parece, então, que até o segundo ciclo de crescimento do milho (47 dias) o LCP já havia

mineralizado boa parte dos seus nutrientes, corroborando com os resultados obtidos em laboratório para a mineralização de C e N do LCP (Figura 6 e 7).

Apesar da tendência de aumento do N inorgânico no solo de praticamente todos os tratamentos, por ocasião do início do segundo cultivo, o tratamento sem N continuou apresentando menor disponibilidade em relação ao solo do tratamento mineral e com poucas diferenças entre as duas primeiras épocas de amostragem do solo (Figura 11). Considerando os tratamentos adubação mineral e sem N e, adicionalmente, que as quantidades absorvidas de N pelo milho no primeiro cultivo não diferiram entre tais tratamentos, percebe-se que a disponibilização do N do lodo foi gradual durante o primeiro ciclo de crescimento, sem os picos verificados no tratamento com N mineral (Figura 11), ou mesmo nos demais tratamentos que receberam nitrogênio mineral (completo, sem P, sem S e sem B). Tal aspecto torna-se importante ao se considerar o uso do LCP no campo, em que evitando-se valores extremos de N inorgânico no solo, cujo teor supere a capacidade de absorção pelas plantas, deve-se reduzir perdas de N por lixiviação no perfil do solo, melhorando a eficiência de uso do nutriente. Ressalta-se novamente que, embora os teores de N inorgânico nos tratamentos com o LCP como fonte desse nutriente tenham se mantido a valores relativamente baixos, não houve prejuízo no fornecimento às plantas no primeiro cultivo.

Fazendo-se, por exemplo, a correlação dos teores de N inorgânico no solo amostrado antes do primeiro cultivo, com as quantidades absorvidas de N pelo milho no primeiro cultivo (Tabela 24), observa-se que houve interação positiva e significativa. Quando a correlação foi feita com o N inorgânico antes do segundo cultivo (Tabela 24), o valor do coeficiente de correlação diminuiu para 0,4616, confirmando a tendência de maiores semelhanças entre os tratamentos.

Observa-se, ainda, estreita correlação ($r = 0,9252$) entre o N inorgânico disponível antes do segundo cultivo e o absorvido pelas plantas do segundo cultivo, sendo esta associação altamente significativa (Tabela 24). Esta alta correlação ocorreu pela maior diferenciação entre os tratamentos, uma vez que no segundo cultivo os tratamentos com LCP como fonte exclusiva de N (LB, meia dose e sem N) não conseguiram manter o adequado suprimento desse nutriente ao milho, evidenciado pelas menores quantidades absorvidas em relação ao tratamento mineral. Este fato era esperado, pois a dose de N aplicada via LCP foi calculada para atender apenas ao primeiro ciclo do milho, quando houve grande acúmulo deste nutriente no tecido das plantas, aproximadamente o dobro do segundo cultivo. Fica, então, evidente que a

recomendação da dose do LCP em função da demanda pela planta e da capacidade do resíduo em fornecer N mineral, em conformidade com a Norma P.4230 (CETESB, 1999), foi adequada.

Tabela 24 – Valores de coeficiente de correlação (r) e nível de significância (Pr>Fc), obtidos a partir das correlações simples entre todos os pares de dados de N disponível no solo e N absorvido pelas plantas.

N disponível no solo	Parâmetro	N absorvido nas plantas	
		C1	C2
N antes C1	r	0,6416	
	Pr>Fc	0,0001	
N antes C2	r	0,4616	0,9252
	Pr>Fc	0,0078	<0,0001
N ao final C2	r		-0,1047
	Pr>Fc		0,5686

C1 = primeiro cultivo; C2 = segundo cultivo.

Percebe-se que o LCP estudado liberou a maior fração do N durante primeiro ciclo da cultura, com duração de 45 dias, o que é coerente com os resultados de mineralização do N apresentado no item 4.3, em que nos primeiros 30 dias houve praticamente 100% de mineralização do N orgânico do resíduo. Em relação à redução na disponibilidade de N no segundo ciclo do milho, nos tratamentos com o LCP fornecendo este nutriente (lodo, sem N e meia dose de lodo), pode-se interpretá-la como função do procedimento de recomendação preconizado na legislação nacional (CETESB, 1999; CONAMA, 2006) e aqui utilizado, em que se prevê a quantidade do nutriente para apenas um ciclo de produção da cultura. Contudo, os tratamentos citados, ao final do segundo ciclo de cultivo, apresentaram boa produção de massa seca pelas plantas, aproximadamente 20 g, enquanto o tratamento adubado com fertilizantes minerais foi igual a 25 g.

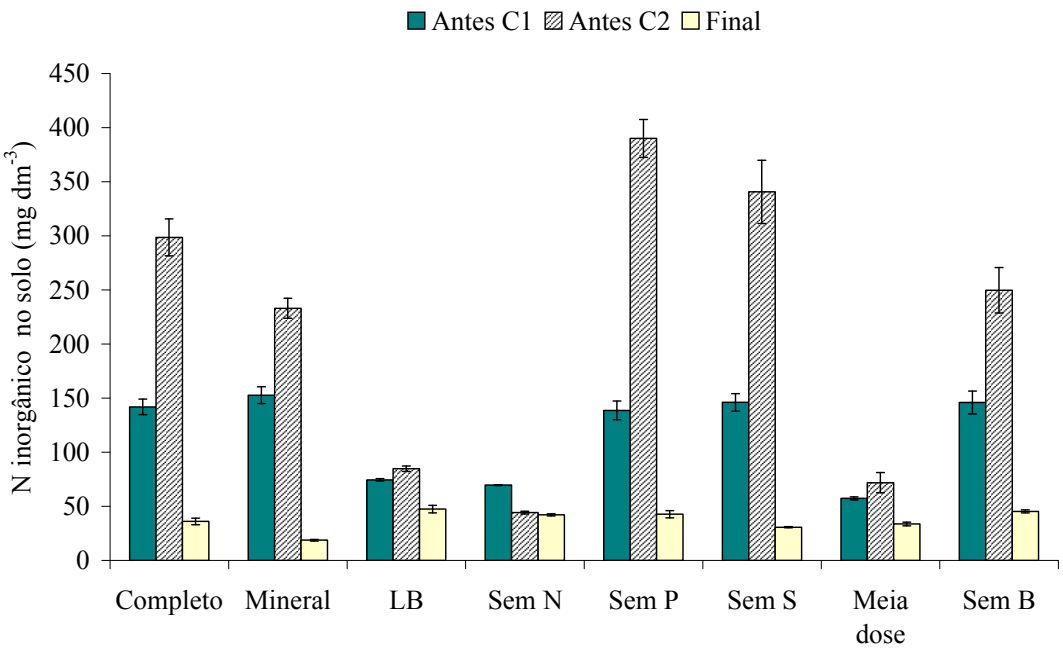


Figura 11 – Teores de N inorgânico no solo antes de cada cultivo de milho e ao final de dois cultivos sucessivos.

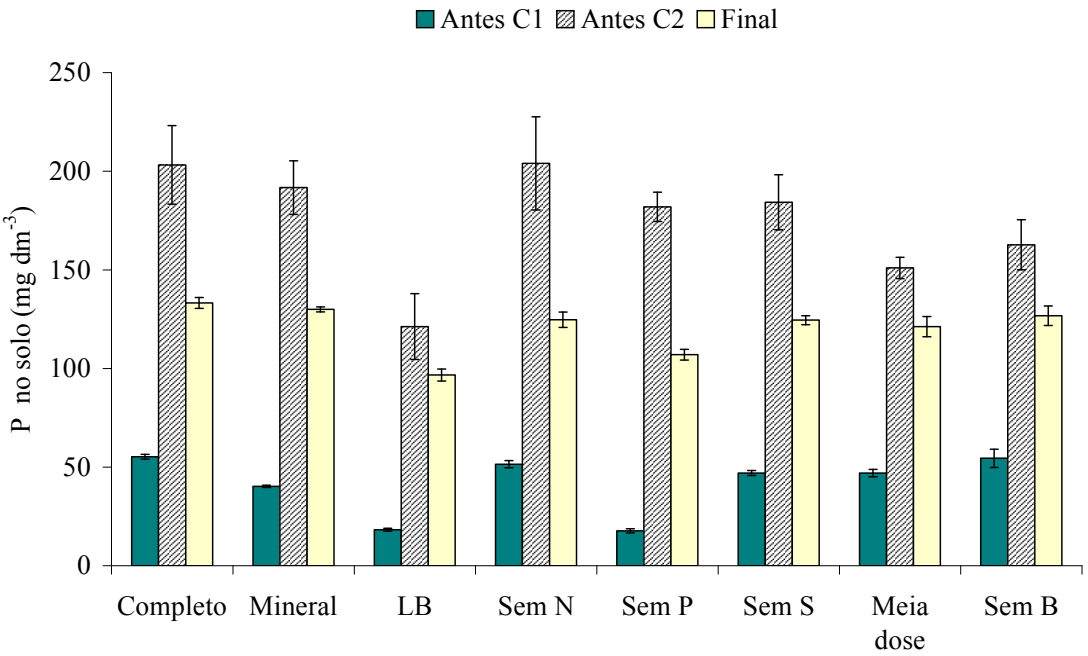


Figura 12 – Teores de P-resina no solo antes de cada cultivo de milho e ao final de dois cultivos sucessivos.

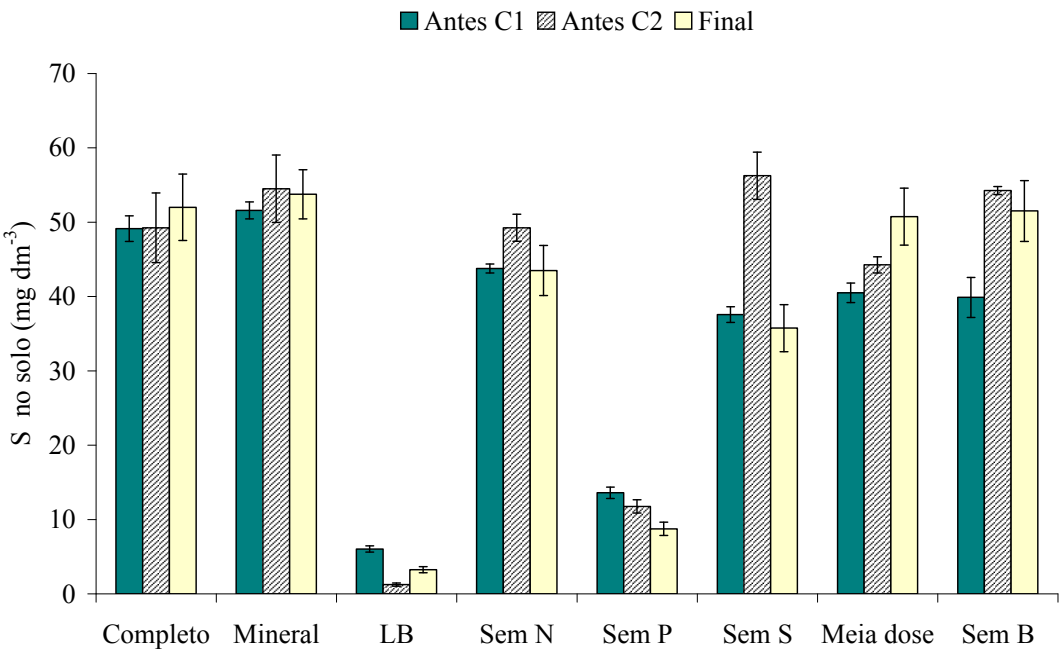


Figura 13 – Teores de S-SO_4^{2-} no solo antes de cada cultivo de milho e ao final de dois cultivos sucessivos.

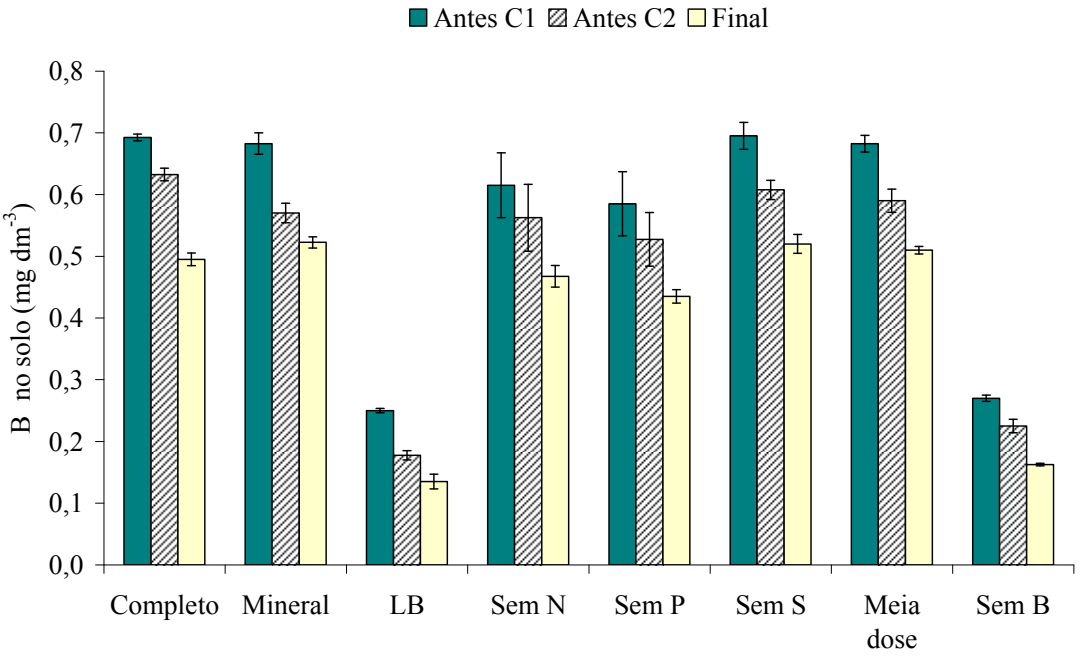


Figura 14 – Teores disponíveis de B no solo antes de cada cultivo de milho e ao final de dois cultivos sucessivos.

Nos casos do P e do S, os comportamentos foram diferentes. Os resultados de P no solo foram fortemente influenciados pela aplicação de P mineral em todos os tratamentos, para correção de sintomas de deficiência, o que dificultou o reconhecimento ou compreensão da dinâmica de liberação desse nutriente (Figura 12). Mesmo assim, pôde-se inferir, em função das quantidades absorvidas pelas plantas (Tabelas 22 e 23), que a dinâmica de liberação deste elemento no solo foi um pouco atrasada em comparação com o N, até porque houve no segundo cultivo maior quantidade absorvida de P pelas plantas do tratamento sem P mineral (LCP como fonte de P), em comparação com a adubação mineral. Para o solo utilizado no presente estudo, seria recomendada a aplicação do P na forma mineral, de modo a possibilitar melhor desenvolvimento inicial das plantas. Em outros tipos de solo também não se descarta a necessidade de aplicação inicial de P mineral, conforme demonstrado para eucalipto (VAZ e GONÇALVES, 2002) e cana-de-açúcar (CHIBA, 2005) em solos ácidos e tratados com lodo de esgoto. Entretanto, o LCP pode liberar fração extra deste nutriente e substituir parte da adubação fosfatada. Nesse sentido, recomenda-se o acompanhamento da fertilidade do solo ao longo dos ciclos produtivos, de modo que a redução da adubação mineral, com o uso do LCP, somente ocorra quando o aumento da disponibilidade deste nutriente no solo for constatado. Um exemplo que ilustra tal situação é reportado por VAZ e GONÇALVES (2002), trabalhando com eucalipto em solo tratado com lodo de esgoto, cujos teores de P aos seis meses da aplicação de 10 t ha^{-1} (massa seca) do resíduo foram iguais a 1 mg dm^{-3} nas camadas 0-5, 5-10 e 10-20 cm de profundidade, passando, respectivamente, para valores de 15, 24 e 4 mg dm^{-3} aos treze meses após a aplicação do lodo.

A liberação do S pelo LCP pareceu também mais lenta e gradual do que a de N, e semelhante a do P, uma vez que garantiu a absorção superior deste nutriente nos dois cultivos do milho (Tabelas 22 e 23), com valores aproximadamente 17% maiores do que os encontrados no tratamento com adubação mineral, porém com aumento da disponibilidade de S no solo de 57% entre o primeiro e o segundo cultivos.

Para P e S também foram verificadas correlações significativas entre os teores no solo, antes e após o primeiro cultivo, e as quantidades absorvidas pelo milho ao final do primeiro cultivo (Tabelas 25 e 26). As correlações não significativas de P e S no solo antes do segundo cultivo e as quantidades absorvidas pelo milho no segundo ciclo indicam que algumas alterações de disponibilidade desses nutrientes ocorreram no

período de crescimento do milho e, provavelmente, foi devido à degradação da carga orgânica do LCP.

De forma semelhante ao N, os teores de B no solo, antes e após o primeiro cultivo, foram menores no tratamento sem B (LCP como fonte desse elemento), comparativamente ao tratamento mineral (Figura 14), e sem redução na quantidade absorvida desse nutriente pelo milho no primeiro cultivo (Tabela 22). Entretanto, ao contrário do N, o período de maior disponibilidade de B, provavelmente, ocorreu ao longo do segundo cultivo, inferido pela quantidade absorvida deste nutriente pelas plantas (Tabela 23).

Tabela 25 – Valores de coeficiente de correlação (r) e nível de significância (Pr>Fc), obtidos a partir das correlações simples entre todos os pares de dados de P disponível no solo e P absorvido pelas plantas.

P disponível no solo	Parâmetro	P absorvido nas plantas	
		C1	C2
P antes do C1	r	0,4616	
	Pr>Fc	0,0078	
P antes do C2	r	0,4381	0,2694
	Pr>Fc	0,0122	0,1360
P ao final do C2	r		0,0912
	Pr>Fc		0,6197

C1 = primeiro cultivo; C2 = segundo cultivo.

Tabela 26 – Valores de coeficiente de correlação (r) e nível de significância (Pr>Fc), obtidos a partir das correlações simples entre todos os pares de dados de S disponível no solo e S absorvido pelas plantas.

S disponível no solo	Parâmetro	S absorvido nas plantas	
		C1	C2
S antes do C1	r	0,4087	
	Pr>Fc	0,0202	
S antes do C2	r	0,4528	0,3336
	Pr>Fc	0,0093	0,0621
S ao final do C2	r		0,2332
	Pr>Fc		0,1990

C1 = primeiro cultivo; C2 = segundo cultivo.

Fazendo-se a correlação dos teores de B no solo amostrado antes do primeiro cultivo com as quantidades absorvidas de B pelo milho no primeiro cultivo (Tabela 27), observa-se que houve interação positiva e significativa. Quando a correlação foi feita com o B no solo antes do segundo cultivo, o valor do coeficiente de correlação praticamente se manteve, enquanto na correlação entre esses teores no solo e nas plantas do segundo cultivo o valor de r foi de 0,5703. Esta alta correlação também ocorreu pela maior diferenciação entre os tratamentos, porém ao contrário do N, cujas quantidades fornecidas pelo LCP diminuíram no segundo ciclo do milho, no caso do B as quantidades fornecidas pelo LCP aumentaram.

Considerando a demanda de B pelo eucalipto, uma importante espécie florestal, bem como a dose de B aplicada via LCP, cerca de 0,5 kg ha^{-1}, se poderia pensar em não aplicar este nutriente via fertilizante mineral em áreas para produção da referida espécie e com o uso do LCP. No entanto, pela dinâmica de disponibilização do B do LCP mais lenta e gradual ao longo do tempo, não se recomenda, em função dos resultados aqui apresentados, tal prática. A redução da necessidade de adubação mineral com B em áreas tratadas com o LCP deverá ocorrer com o tempo de uso desse resíduo, o que pode ser acompanhado por meio de análises de solo periódicas, definindo-se adequadamente a necessidade ou não de complementação mineral, semelhante ao comentado para o P.

Tabela 27 – Valores de coeficiente de correlação (r) e nível de significância (Pr>Fc), obtidos a partir das correlações simples entre todos os pares de dados de B disponível no solo e B absorvido pelas plantas.

B disponível no solo	Parâmetro	B absorvido nas plantas	
		C1	C2
B antes do C1	r	0,4416	
	Pr>Fc	0,0114	
B antes do C2	r	0,4436	0,5703
	Pr>Fc	0,0011	0,0007
B ao final do C2	r		-0,3209
	Pr>Fc		0,0733

C1 = primeiro cultivo; C2 = segundo cultivo.

Houve redução dos teores de N, P e B no solo com dois cultivos sucessivos (Figuras 11, 12 e 14, respectivamente), o que é coerente em relação às quantidades absorvidas pelas plantas e a não reposição desses nutrientes. De forma geral, para os quatro nutrientes avaliados, não foram significativas as correlações entre os teores finais no solo e as quantidades absorvidas no segundo cultivo (Tabelas 24, 25, 26 e 27), sugerindo que o cenário para avaliação do efeito residual dos fertilizantes foi adequado.

5 CONCLUSÕES

a) A fração orgânica do lodo biológico de celulose e papel é facilmente biodegradável após aplicação no solo, com estímulo à atividade da microbiota edáfica;
b) O nitrogênio presente no lodo, predominantemente sob formas orgânicas, é totalmente mineralizado num período aproximado de 30 dias sob condições de umidade e temperatura não limitantes, constituindo, assim, em boa alternativa como fonte desse nutriente na agricultura / silvicultura;
c) O lodo biológico de celulose e papel pode ser adequadamente recomendado com base na taxa de mineralização do N e na demanda pela cultura, fornecendo tal nutriente em quantidade suficiente às plantas; e
d) Além do N, o lodo fornece também P, S e B nos cultivos sucessivos de milho, com maior efeito residual para P e S em relação à adubação mineral (e semelhante para B), sendo indicativo da dinâmica mais lenta e gradual de disponibilização destes três nutrientes a partir do lodo biológico estudado.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Resíduos sólidos**. **Coletânea de normas**. ABNT NBR, 10004; ABNT NBR 10005; ABNT NBR 10006; ABNT NBR 10007. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 71 p.

ABREU, C.A.; ABREU, M.F.; RAIJ, B. van; BATAGLIA, O.C.; ANDRADE, J.C. The extractions of boron soil by microwave heating for ICP-AES determinations. **Communications in Soil Science and Plant Analyses**. New York, v.25, n. 19/20, p. 3321-3333, 1994.

ABREU, C.A.; LOPES, A.S.; SANTOS, G.C.G. Micronutrientes. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Eds) Fertilidade do Solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.645-736, 2007.

ABREU, M.F.; ABREU, C.A.; ANDRADE, J.C. de. Determinação de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, cobre, ferro, manganês, zinco níquel, cádmio, cromo e chumbo em ácido nítrico usando métodos de US-EPA, In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Eds). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico, p.251-261, 2001.

ABREU, M.F. Extração e determinação simultânea por emissão de plasma de nutrientes e elementos tóxicos em amostras de interesse agronômico. 1997. 135p. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

AITA C.; GIACOMINI, S.J. Matéria orgânica do solo nitrogênio e enxofre nos diversos sistemas agrícolas. In:YAMADA, T.; ABDALLA, S.R.S.; VITTI G.C. Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira (Eds.)piracicaba, INPI Brasil, p.1 - 42, 2007.

AITKEN, M.N.; EVAN B.; LEWIS J.G. Effect of applying papermill sludge to arable land on soil fertility and crop yields. **Soil Use Manage**, v.14 p.215-222, 1998.

ALCANTARA, M.A.K.; NETO, V.A.; CAMARGO, O.A.; CANTARELLA, H. Mineralização do nitrogênio em solos tratados com lodos de curtume. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v. 42, n. 4.

ALTAFIN, L.; ANDRADE, C.A.; MATIAZZO, M.E. Modelo de cinética no estudo de degradação da fração orgânica de biossólidos aplicados ao solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIENCIA DO SOLO, 29. Ribeirão Preto, 2003. **Resumos**. Ilha Solteira: SBCS; UNESP, FCA, 2003. (CD-ROM).

ALVAREZ, V.H.; ROSCOE, R.; KURIHARA, C.H.; PEREIRA, N.F. Enxofre. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Eds) Fertilidade do Solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.596-644, 2007.

ANDRADE, C.A. Fração orgânica de biossólidos e efeito no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um Latossolo cultivado com eucalipto. Piracicaba, 2004. 121p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

ANDRADE, C.A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C.C. Cinética de degradação da matéria orgânica da matéria orgânica de biossólidos após aplicação no solo e relação com a composição química inicial. **Bragantia**: Campinas, v.65, n.4, p.659-668, 2006.

ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após a aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantações florestais de Eucalyptus grandis. **Scientia Forestalis**, v.58, p.59-72, 2000.

ANDRADE, J.C.; ABREU, M.F. A utilização de resíduos na agricultura. In: ANDRADE, J.C.; ABREU, M.F. Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais. Campinas: Instituto Agronômico, p. 1-10, 2006.

BAYER C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica do solo. In: Santos, G.A.; DA SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P, and CAMARGO, F.A.O. (Eds.). Fundamentos da matéria orgânica do solo, ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Metrópole, p.9-18, 2008.

BELLAMY, K.L.; CHONG, C.; CLINE, R.A. Paper mill sludge utilization in agriculture and container nursery culture. **Journal of Environmental Quality**, v.24, p. 1074-1082, 1995.

BELLOTE, A.F.J.; SILVA, H.D.; FERREIRA, C.A.; ANDRADE, G.C. Utilização de resíduos da produção de celulose. **Revista Madeira**, n.77, 2003, http://www.remade.com.br, (04 fevereiro 2007).

BETTIOL B.; CAMARGO, O.A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: BETTIOL, W.; CAMARGO O.A. (Eds.). Lodo de esgoto**:** Impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 25-35, 2006.

BOEIRA, R.C.; LIGO, M.A.V.; DYNIA, J.F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 11, p. 1639-1647, 2002.

BRAUER, D.; AIKEN G.E.; POTE D.H., LIVINGSTON S.J.; NORTON, L.D..; WAY T.R.; EDWARS J.H. Amendment effects on soil test phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, v.34, p.1682-1686, 2005.

BRACELPA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CELULOSE E PAPEL. Relatório Estatístico 2007/2008, http://www.bracelpa.org.br/bra/estatisticas/pdf/anual/rel2007.pdf (10 janeiro 2008).

BREMNER, J.M. KEENEY, D.R. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils. III. Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by extraction-distillation methods. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 30, n.5, p. 577-582, 1966.

BROZELE, S.T.; STEFANUTTI, R.; BERTOCINI E.I.; CORAUCCI FILHO, B.; FIGUEIREDO, R. F. Biodegradação de lodo de indústria de gelatina: Ensaio de reprometria. In: FERTIBIO, Lages 2004. **Resumos**. Lages: SBCS, UDESC, 2004. CD-room.

BURGOS, P.; MADEJÓN E.; CABRERA F. Nitrogen mineralization and nitrate leaching of a sandy soil amended with different organic wastes. **Waste Management Research,** v.24, p.175-182, 2006.

CABRERA, M.L.; KISSEL D.E.; VIGIL M.F. Nitrogen mineralization from organics residues: Research Opportunities. **Journal of environmental Quality**, v.34, p.75-79, 2005.

CAMARGO, F.A.O.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J. Empirical models to predict soil nitrogen mineralization. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.32, p.393-3999, 2002.

CAMARGO, F.A.O.; SILVA, L.S.;GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J.; VIDOR C. Nitrogênio orgânico do solo. In: Santos, G.A.; DA SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P, and CAMARGO, F.A.O. (Eds.). Fundamentos da matéria orgânica do solo, ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Metrópole, p.87-99, 2008.

CAMARGO, O.A. de; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.L.M.A.S. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. Campinas: IAC, 1986. 94p. (Boletim Técnico, 106).

CANTARELLA, H. Matéria orgânica e nitrogênio do solo. In: BÜLL, L.T.; ROSOLEM, C.A. (Eds.). Interpretação de análise química de solo e planta para fins de adubação. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, p.37-74, 1989.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.; CANTARUTTI R.B.; NEVES, J.C.L. (Eds). Fertilidade do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, p.375-470, 2007.

CANTARELLA, H; ANDRADE, C. A; MATTOS JUNIOR, D. Matéria orgânica do solo e a disponibilidade de N para as culturas. In: SANTOS G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A. O. (Eds) Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais. Porto Alegre, Metrópole, p.581-595, 2008.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P.C.O. Determinação de nitrogênio total em solo. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Eds) Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico, p.173-188, 2001.

CANTARELLA, H.; PROCHNOW, L.I. Determinação de sulfatos em solo. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Eds) Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico, p.225-230, 2001.

CEOLATO, L.C. Lodo de esgoto líquido na disponibilidade de nutrientes e alterações dos atributos químicos de um argissolo. Campinas, 2007, 45p. Dissertação (mestrado) – Instituto Agronômico (IAC).

CETESB -COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO – **Manual Técnico P4.230:** Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação. São Paulo: CETESB, 1999. 32p.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Norma Técnica L6.350:** Determinação da biodegradação de resíduos – Método Respirométrico de Bartha. SãoPaulo: CETESB, 1990. 18p.

CHAE, Y.M.; TABATAI, M.A. Sulfolip and phospholid in soil and sewage sludges in Iowa. Soil Science Society of America Journal, v.45, p.20-25, 1981.

CHIBA, M.K. Uso de lodo de esgoto na cana-de-açúcar como fonte de nitrogênio e fósforo: parâmetros de fertilidade do solo, nutrição da planta e rendimentos da cultura. 2005. 142p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2005.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005 –** Dispõem sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providencias. Brasília: CONAMA, 2005. http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res01/res28301.html (10 janeiro 2007).

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO Nº 375, DE 29 DE AGOSTO DE 2006 –** Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília: CONAMA, 2006.

COSCIONE, A.R.; ANDRADE, CA. Protocolos para avaliação dinâmica de resíduos orgânicos no solo. In: ANDRADE, J.C.; ABREU, M.F. Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais. Campinas: Instituto Agronômico, p.159-175, 2006.

CROMER, R. N., TOMPKINS, D., BARR, N. J., AND HOPMANS, P. "Irrigation of Monterey Pine with wastewater: effect on soil chemistry and groundwater composition. **Journal Environmental Quality**, v.13, n.4, p.539 -542,1984.

DEHNR - North Carolina Department of Environment, Health and Natural Resources - Division of Environmental Management, **Land Application of Residual Solids** (form LARS 06/94). North Carolina: DHNR, 1994.

DORAN, J.W. PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.C.; STEWART, B.A. Defining Soil Quality for a sustainable environment (Eds). Soil Science Society of America, Madison: US, p.3-21, 1994.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 40 CRF - Part 503. Standards for the use or disposal of sewage sludge. **Federal Register**, v.58, p. 9387-9415, 1993.
FERREIRA, D.F. Programa SISVAR 4.6 (Build 63). Lavras: UFLA, 1999.

EPSTEIN, E.; KEANE, D.B.; MEISINGER, J.J.; LEGG, J.O. Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge compost. **Journal of Environmental Quality**, v.7, n.2, p.217-221, 1978.

FOLEY, B.J.; COOPERBAND L.R. Paper mill residuals and compost effects on soil carbon and physical properties. **Journal of Environmental Quality**, v.31, p.2086-2095, 2002.

GEODERT, W. J.; OLIVEIRA, A. O. Fertilidade do solo e sustentabilidade da atividade agrícola. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.; CANTARUTTI R.B.; NEVES, J.C.L. (Eds). Fertilidade do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, p.991-1017, 2007.

GONÇALVES, J. L. M.; MENDES, K. C. F.; SAKAI, C. M. Mineralização de nitrogênio em ecossistemas florestais naturais e implantados do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, n.25, p. 601-616, 2001.

GUEDES, M.C.; ANDRADE C.A.;POGGIANI, F.; MATTIAZO, M.E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p.267-280, 2006.

IAP – Instituto Agronômico do Paraná. **Norma Lodo 121203**. Curitiba: IAP, 2003.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, n.32, p. 1485-1498, 2000.

LINDEMANN, W.C.; CARNENAS, M. Nitrogen mineralization potencial and nitrogen transformations of sludge-amended soil. **Soil Science Society of American Journal**, v.48, p. 1072-1077, 1984.

LINDSAY, W.L.; NORVELL, W. Development of DPTA soil for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of American Journal**, v.42, p.421-428, 1978.

LOPES, J.C.; RIBEIRO, L.G.; ARAÚJO, M.G.; BERALDO, M.R.B.S. Produção de alface com doses de lodo de esgoto. **Horticultura Brasileira**, v.23, n.1, p.143-147, jan.-mar. 2005.

MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO **DECRETO Nº 4.954, DE 14 DE JANEIRO DE 2004** – Aprova o Regulamento da Lei 6.894, de 16 de janeiro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura, e dá outras providencias. Brasília: MAPA, 2004.

MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 23, DE 31 DE AGOSTO DE 2005 -** Definições e normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organomineral e biofertilizantes destinados à agricultura. Brasília: MAPA, 2005.

MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 27, DE 5 DE JUNHO DE 2006 –** Dispõe sobre fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta Instrução Normativa no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados , pragas e ervas daninhas. Brasília: MAPA, 2006.

MARY B.; RECOUS, S.; DARWIN, D; ROBIN, D. Interactions between decomposition of plants residues and nitrogen cycling in soil. **Plant and Soil**, v.181, p.71-82, 1996.

MARTINS, R.P.; ANDRADE, C.A.; ABREU, C.A.; SILVA, F.C. Mineralização do nitrogênio em solo florestal tratado com lodo da indústria de papel e celulose. In: FERTIBIO, Londrina, 2008. **Resumos**. Londrina: EMBRAPA Soja, SBCS, IAPAR, UEL, 2008. CD-room.

MELLO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.E.; CAMARGO, O.A. (Ed.). Impacto Ambiental e uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, p. 109-141, 2000.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O.S. Microbiologia e bioquímica do solo. 2.ed. Lavras: Editora UFLA, 2006, 729p.

MOE - Ministry of the Environment of the Province of Ontario, Canada - Draft: Guide for the beneficial use of non-agricultural source materials on agricultural land. Queen's Printer for Ontario, Toronto, 2004.

NKANA, J.C.; TAK, F.M.G.; VERLOO, M.G. Dynamics of nutrients in tropical acid amended with paper pulp sludge. **Waste Management and Research**, v.17, p. 198-204, 1999.

N´DAYEGAMIYE, A. Mixed paper mill sludge effects on corn yield, nitrogen efficiency, and soil properties. **Agronomy Journal**, v.98, p. 1471-1478, 2006.

NOLASCO, A.M.; GUERRINI, I.A.; BENEDETTI, V. Uso de resíduos urbanos e industriais como fontes de nutrientes e condicionadores de solos florestais. In: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. (Eds) Nutrição e fertilização Florestal. Piracicaba: IPEF, p.385-414, 2000.

OLIVEIRA, J.B. Pedologia Aplicada. Piracicaba: FEALQ, 2005. 574p.

PERALTA-ZAMOURA, P.; ESPOSITO, E.; REYES, J.; DURÁN, N. Remediação de efluentes derivados da indústria de papel e celulose: Tratamento biológico e fotocatalítico. **Nova Química**, v.20(2) p.186-190, 1996.

PIERZYNSKY, G.M.; SIMS, J.T.; VANCE, G.F. Soil and environmental quality. Flórida: CRC Press, 1993, 313p.

PIRES, A.M.M.;ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. Degradação da carga orgânica, condutividade elétrica e pH de um Ltossolo tratdo com biossólido incorporado ou em superfície. In: FERTIBIO 2002, Rio de Janeiro, 2002. **Resumos**. Rio de Janeiro: SBCS; SBM; UFRJ, 2002. CD-Rom.

PIRES, A.M.M.; LIGO, M.A.V.; SILVA,V.A., VASCONCELLOS, E.B.C., PASTRELLO, B.M.C. Fração mineralizável de nitrogênio em solo sucessivamente tratado com lodo de esgoto. **Resumos**. In: FERTIBIO, Londrina, 2008. Resumos. Londrina: EMBRAPA Soja, SBCS, IAPAR, UEL, 2008. CD-rom.

PRICE G.W.; VORONEY R.P. Papermill biossolids effect on soil physical and chemical properties. **Journal of Environmental Quality**, v.36, p.1704-1714, 2007.

PROGRAMA MILHO - Instituto Agronômico, Campinas (IAC); Instituto Biológico (IB); Instituto Economia Agrícola (IEA); Coordenadoria de Assistência Técnica Integrada (CATI); Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ – USP). http//:www.zeamays.com.br (10 março 2008).

POLITO, A.G. Minidicionário de sinônimos e antônimos. São Paulo: Melhoramentos, 1994. 669p.

QUAGGIO, J.A.; RAIJ, B. van. Determinação do pH em cloreto de cálcio e da acidez total. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Ed.). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico, p.181-188, 2001.

RAIJ, B. van; Fertilidade do solo e adubação. São Paulo; Piracicaba: Ceres, Potafos. 1991. 343p.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C. de; QUAGGIO, J.A. Determinação de fósforo, cálcio, magnésio e potássio extraídos com resina trocadora de íons. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Eds) Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico, p.189-199 2001.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A. CANTARELLA, H.; ABREU, C.A. Os Métodos de análise química do sistema IAC de análise de solo no contexto nacional. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Eds) Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico, p.5-39, 2001.

RAIJ, B. van; CANTARELA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. Interpretação de Resultados de Análise de Solo. In: Recomendação de Adubação e Calagem para o Estado de São Paulo. 2.ed. Campinas: Instituto Agronômico – Fundação IAC, p.8-13, 1997. (Boletim Técnico,100).

REZENDE, A.A.P.; MATOS, A.T.; SILVA, C.M. Utilização do efluente de indústria de celulose e papel em irrigação – Uma revisão. Congresso Internacional de Celulose e Papel. Brasil, São Paulo, 2000.

RODELLA, A.A.; SABOYA, L.V. Calibration for conductimetric determination of carbon dioxide. **Soil Biology and Biochemistry**, v.31, p.2059-2060, 1999.

ROCHA, G.N.; GONÇALVES, J.L.M.; MOURA, I. Mudanças da fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de Eucalyptus grandis fertilizado com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.623-639, 2004.

RODRIGUES, C. Efeito da aplicação de resíduo da indústria de papel e celulose nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo, na nutrição e biomassa do *Pinus taeda* L. Curitiba, PR. 2004, 109p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná (UFPR).

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. **Manual técnico para a utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná**. Curitiba: SANEPAR, 1997, 96p.

SANTOS, D.S.S.; ANDRADE, C.A.; MATTIAZO, M.E. Degradação da fração orgânica de lodo de esgoto após aplicação no solo. In: FERTIBIO 2002, Rio de Janeiro, 2002. **Resumos**. Rio de Janeiro: SBCS, SBM; UFRJ, 2002.

SIMONETE, M.A.; KIEHL, J.C.; ANDRADE, C.A.; TEIXEIRA, C.F.A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.38, n.10, p. 1187-1195, 2003.

SILVA, E.E.da; AZEVEDO, P.H.S; DE-POLLI, H. Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO_2) Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007. (Embrapa Agrobiologia. Comunicado Técnico, 99).

SILVA, I.R.; SÁ MENDONÇA, E. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.; CANTARUTTI R.B.; NEVES, J.C.L. (Eds). Fertilidade do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, p.275-374, 2007.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S.; SHARMA, R.D. Alternativa agronômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I- Efeito na produção de milho e adição de metais pesados em Latossolo no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.487-495, 2002.

SILVA, V.A.; PIRES, A.M.M.; VASCONCELLOS, PASTRELLO, B.M.C.
E.B.C. LIGO, M.A.V. Mineralização de nitrogênio em solo tratado com composto de lixo urbano do Estado de São Paulo. **Resumos**. In: FERTIBIO, Londrina, 2008. Resumos. Londrina: EMBRAPA Soja, SBCS, IAPAR, UEL, 2008. CD-rom.

STANFORD G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potential of soils. **Soil Science Society of American**, Madison, v.36, p465-472, 1972.

STEVENSON, F.J. Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and micronutrients. New York: John W, 1986. 380p.

STEVENSON, F.J; ARDAKANI, M.S. Organic matter reactions involving micronutrients in soils. In: MORTVEDT, J.J.; GIORDANO, P.M.; LINSDSAY, W.L. (Eds.) Micronutrients in agriculture. Madison, Soil Science of America, p79-114, 1972.

THOMPSON, G.; SWAIN J.; KAY, M.; FORSTER C.F. The treatment of pulp and paper mill effluent: a review. **Bioresource Technology**, v.77, p.275-286, 2001.

TSAI, S.M.; BARAIBAR, A.V.L; ROMANI, V.L.M. Efeito de Fatores do solo. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES; M.C.P. (Eds) Microbiologia do Solo. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo,1992. p.59-72.

TSUTYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. In: BETTIOL, W. e CAMARGO, O.A. (Eds). Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. cap.4, p.69-106.

VAGSTAD, N.; BROCH-DUE A.; LYNGSTAD, I. Direct and residual effects os pulp and paper mill sludge on crop yield and soil mineral N. **Soil Use and Management**, v.17, p.173-178, 2001.

vanLOON, G. W.; DUFFY, S. J. Environmental Chemistry. New York: Oxford University Press, 2000. 492p.

VAZ, L.M.S; GONÇALVES, J.L.M. Uso de biossólidos em povoamento de eucalipto: efeito em atributos químicos do solo, no crescimento e na absorção de nutrientes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, n.3, p.747-758, 2002.

VELASCO-MOLINA, M.; MATTIAZZO, M.E; ANDRADE, C.A.; POGGIANI, F. Nitrogênio e metais pesados no solo e em árvores de eucalipto decorrentes da aplicação de biossólido em plantio florestal. **Scientia Forestalis**, n.71, p. 25-35, 2006.

ZEITUNE, R.F. Análise crítica da Norma P4.230 – "Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas - Critérios para projeto e operação". Campinas, 2005, 211p. Dissertação (Mestrado) – Instituto Agronômico (IAC).

ANEXO

Anexo 1 – Limites de interpretação de alguns atributos da fertilidade do solo.

A) Limites de interpretação das determinações relacionadas com a acidez e do teor do micronutriente B da camada arável dos solos.

	pH em CaCl	Saturação por bases	V	B água quente	
			%		mg dm^{-3}
Muito alta	Até 4,3	Muito baixa	0-25	Baixo	0-0,20
Alta	4,4-5,0	Baixa	26-50	Médio	0,21-0,60
Média	5,1-5,5	Média	51-70	Alto	>60
Baixa	5,6-6,0	Alta	71-90		
Muito baixa	>6,0	Muito alta	>90		

B) Limites de interpretação de teores de P e S em solos.

Teor	P resina		$S\text{-}SO_4^{2-}$	
	Florestais	Anuais		
	----------mg dm^{-3}----------			mg dm^{-3}
Muito baixo	0-2	0-6	Baixo	0-4
Baixo	3-5	7-15	Médio	5-10
Médio	6-8	16-40	Alto	>10
Alto	9-16	41-80		
Muito alto	>16	>80		

Fonte: RAIJ et al. (1997).