

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**MINERALIZAÇÃO DO LODO BIOLÓGICO DE INDÚSTRIA DE
GELATINA, ATRIBUTOS QUÍMICOS DE SOLO E USO
FERTILIZANTE PARA PRODUÇÃO DE MILHO**

Carlos Alberto Kenji Taniguchi

Engenheiro Agrônomo

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL

Dezembro de 2010

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**MINERALIZAÇÃO DO LODO BIOLÓGICO DE INDÚSTRIA DE
GELATINA, ATRIBUTOS QUÍMICOS DE SOLO E USO
FERTILIZANTE PARA PRODUÇÃO DE MILHO**

Carlos Alberto Kenji Taniguchi

Orientador: Prof. Dr. Manoel Evaristo Ferreira

Co-orientadora: Profa. Dra. Mara Cristina Pessôa da Cruz

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Agronomia (Ciência do Solo).

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL

Dezembro de 2010

T164m Taniguchi, Carlos Alberto Kenji
Mineralização do lodo biológico de indústria de gelatina, atributos químicos de solo e uso fertilizante para produção de milho / Carlos Alberto Kenji Taniguchi. -- Jaboticabal, 2010
xi, 97 f. ; 28 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2010

Orientador: Manoel Evaristo Ferreira

Co-orientadora: Mara Cristina Pessôa da Cruz

Banca examinadora: William Natale, José Frederico Centurion, Dirceu Maximino Fernandes, José Ricardo Mantovani

Bibliografia

1. Fertilidade do solo. 2. Disponibilidade de nitrogênio. 3. Milho safrinha. I. Título. II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 631.452:633.15

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Carlos Alberto Kenji Taniguchi, nascido em 16 de dezembro de 1978, na cidade de Londrina, Paraná. Em março de 1996, iniciou o curso de graduação em Agronomia pela Universidade Estadual de Londrina, concluindo em dezembro de 2000. Bolsista de iniciação científica pelo Programa PIBIC do CNPq, na área de Solos do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR), pelo período de janeiro de 1999 a agosto de 2000. Em março 2001, iniciou o curso de Mestrado em Agronomia (Ciência do Solo), pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Câmpus de Jaboticabal, concluindo em junho de 2003. Bolsista pelo Programa DS da Capes, no período de março de 2001 a fevereiro de 2002. Em março 2007, iniciou o curso de Doutorado em Agronomia (Ciência do Solo) na mesma instituição. Bolsista do convênio Gelita-Funep, no período de setembro de 2007 a agosto de 2008, e bolsista pelo Programa DS da Capes, no período de setembro de 2008 a agosto de 2009. Realizou estágio de doutoramento na University of Florida e foi bolsista do Programa PDEE da CAPES, de setembro de 2009 a fevereiro de 2010.

Aos meus pais Ataru e Marina,

DEDICO

Ao Prof. Dr. Manoel Evaristo Ferreira e à
Profa. Dra. Mara Cristina Pessôa da Cruz,
pela orientação, paciência e amizade.
Exemplos de profissionalismo, seriedade e
dedicação.

À Adriana Guirado Artur, por fazer parte
da minha vida e por me fazer uma pessoa
melhor.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, pela oportunidade concedida.

À Capes, pela concessão da bolsa de estudos pelo Programa de Demanda Social (DS) e de Doutorado no País com Estágio no Exterior (PDEE, processo BEX 1181/09-2).

À Gelita do Brasil, nas pessoas de Paulo Reimann e Júlio Oliveira, pelo financiamento das pesquisas.

Ao Márcio Manhães e Danilo de Oliveira, da Gelita do Brasil, pela ajuda durante o projeto.

Ao Silvio Panage, pelo apoio na concepção do projeto de pesquisa.

Ao Prof. Dr. José Carlos Barbosa, pelo auxílio nas análises estatísticas.

Ao Prof. Dr. Wanderley José de Melo, Prof. Dr. José Frederico Centurion, Prof. Dr. William Natale e Prof. Dr. Itamar Andrioli, pelas valiosas contribuições no exame geral de qualificação e na defesa da tese de doutoramento.

Ao Prof. Dr. Dirceu Maximino Fernandes, da Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu e ao Prof. Dr. José Ricardo Mantovani, da Universidade José do Rosário Vellano, pelas sugestões na defesa da tese de doutoramento.

À Selma Guimarães Figueiredo, técnica do Laboratório de Fertilidade do Solo, pela amizade e auxílio nas análises laboratoriais.

Aos amigos: Rita de Cássia Melo Guimarães, Isabella Mazer Guidi, Ana Flávia Gouveia de Faria e Thiago Martins dos Santos, por todos os momentos compartilhados.

Aos amigos: Felipe Batistella Filho, Leonardo Mella de Godoi, Fernando Kuhnen, Thiago de Barros Sylvestre e Juan Gabriel Christoffer Lopes Ruiz, pela convivência e ajuda nos experimentos.

Aos professores e funcionários da University of Florida na Range Cattle Research and Education Center, em especial à Profa. Dra. Maria Lúcia Silveira, ao Prof. Dr. João Vendramini e à técnica de laboratório Cindy Holley.

À amiga Joseane Rodrigues de Souza.

Aos alunos do Laboratório de Fertilidade do Solo: Geisa Lima Mesquita, Milaine Trabuco, Jose Mary Ribeiro de Oliveira, Daily Soraya Aquino Duarte, Cássia Rita Adame, Renato Yagi, Rangel Leandro Romão, Bruno Boscov Braos, Lucas Boscov Braos e Andrei Rodriguez Zardin.

MUITO OBRIGADO!

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	x
SUMMARY	xi
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 Resíduos gerados na produção de gelatina	3
2.2 Efeitos dos resíduos orgânicos nos solos	5
2.3 Mineralização e disponibilidade de nitrogênio dos resíduos orgânicos nos solos	8
2.4 Resposta das plantas à aplicação de resíduos orgânicos	15
3 MATERIAL E MÉTODOS	17
3.1 Solos e lodo biológico de indústria de gelatina	17
3.1.1 Solos	17
3.1.2 Lodo biológico de indústria de gelatina	18
3.2 Experimentos em laboratório	20
3.2.1 Mineralização do carbono e do nitrogênio orgânico do lodo biológico de indústria de gelatina	20
3.2.2 Nitrogênio potencialmente mineralizável do lodo biológico de indústria de gelatina	25
3.3 Experimentos em casa de vegetação	27
3.3.1 Índice de eficiência agrônômica e equivalência do lodo biológico ao adubo-padrão	27
3.3.2 Produção de matéria seca de milho e lixiviação de nitrato e sódio em solos tratados com lodo biológico de indústria de gelatina	30
3.4 Experimentos a campo	34
3.4.1 Combinação de fontes de nitrogênio na produtividade de milho safrinha	34
3.4.2 Produtividade de milho safrinha em função de doses de lodo biológico de indústria de gelatina	39

SUMÁRIO

	Página
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1 Experimentos em laboratório	43
4.1.1 Mineralização do carbono e do nitrogênio orgânico do lodo biológico de indústria de gelatina	43
4.1.2 Nitrogênio potencialmente mineralizável do lodo biológico de indústria de gelatina	49
4.2 Experimentos em casa de vegetação	53
4.2.1 Índice de eficiência agrônômica e equivalência do lodo biológico ao adubo-padrão	53
4.2.2 Produção de matéria seca de milho e lixiviação de nitrato e sódio em solos tratados com lodo biológico de indústria de gelatina	57
4.3 Experimentos a campo	63
4.3.1 Combinação de fontes de nitrogênio na produtividade de milho safrinha	63
4.3.2 Produtividade de milho safrinha em função de doses de lodo biológico de indústria de gelatina	65
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	72
6 CONCLUSÕES	74
7 REFERÊNCIAS	75
8 APÊNDICE	92
Apêndice 1	92
Apêndice 2	94
Apêndice 3	96

MINERALIZAÇÃO DO LODO BIOLÓGICO DE INDÚSTRIA DE GELATINA, ATRIBUTOS QUÍMICOS DE SOLO E USO FERTILIZANTE PARA PRODUÇÃO DE MILHO

RESUMO – Na fabricação de gelatina, são gerados resíduos que, particularmente pela concentração de N, são de interesse para uso agrícola. Os objetivos com este trabalho foram verificar o potencial do lodo biológico de indústria de gelatina (LB) em fornecer nitrogênio para plantas de milho e avaliar a resposta das plantas de milho à aplicação do LB. O LB foi fornecido pela Gelita do Brasil, unidade de Mococa (SP). Ao todo, foram conduzidos seis experimentos: dois em laboratório, dois em casa de vegetação e dois em campo. Para os experimentos em laboratório e em casa de vegetação, foram coletadas amostras de Argissolo Vermelho do local onde foram instalados os experimentos de campo, em Mococa. No laboratório e na casa de vegetação, as doses de LB avaliadas foram equivalentes a 0; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹. Com base nesses experimentos, concluiu-se que o carbono e o nitrogênio orgânico do lodo biológico de indústria de gelatina foram rapidamente mineralizados no solo, com tempo médio de meia-vida de 8,1 e 7,8 dias, respectivamente. Os métodos de incubação aeróbia e anaeróbia foram eficientes em prever a disponibilidade de nitrogênio do lodo biológico para plantas de milho e com base no primeiro foi determinada a taxa de aplicação do LB para os experimentos em campo (85 m³ ha⁻¹). Em um dos experimentos em campo, foram avaliadas doses equivalentes a 0,5; 1,0; 1,5 e 2,0 vezes a taxa de aplicação do LB e foi obtido aumento linear na produtividade de grãos de milho safrinha. No outro experimento em condição de campo, em que a dose de N para milho safrinha foi de 50 kg ha⁻¹ de N, associando NH₄NO₃ e LB, em diferentes proporções, a produtividade não foi afetada pela fonte de N.

Palavras-Chave: disponibilidade de nitrogênio, milho safrinha, mineralização, nitrato, sódio

MINERALIZATION OF GELATIN INDUSTRY SLUDGE, SOIL CHEMICAL ATTRIBUTES AND ITS FERTILIZER USE TO MAIZE

SUMMARY – In the gelatin manufacturing process many wastes are generated and particularly by their N concentrations, these wastes can be used for agricultural purpose. The objectives of this study were to evaluate the potential of gelatin industry sludge (GIS) to provide nitrogen for maize plants and to evaluate the response of maize plants to GIS application. The GIS was supplied by Gelita do Brasil, subsidiary in Mococa (Sao Paulo State, Brazil). Six experiments were carried out: two in laboratory, two in greenhouse and two under field conditions. Kandiudult samples were collected from the area where the field experiments were installed, in Mococa, and these soil samples were used in laboratory and greenhouse studies. In laboratory and greenhouse the GIS rates evaluated were equivalent to 0; 100; 200; 300; 400 and 500 m³ ha⁻¹. Based on these experiments it was concluded that organic carbon and nitrogen from GIS were rapidly mineralized in soil, with average half-life of 8.1 and 7.8 days, respectively. Long-term aerobic and anaerobic incubations were effective in predicting the nitrogen availability from GIS to maize plants and from aerobic incubation data it was determined the GIS application rate for field experiments (85.5 m³ ha⁻¹). In one of the field study, rates equivalents to 0.5, 1.0, 1.5 and 2.0 times the GIS application rate were evaluated and it was obtained a linear increase in the out of season maize grain yield. In another field experiment, in which the recommended N rate for out of season maize was 50 kg ha⁻¹ N, ammonium nitrate and GIS were associated in different proportions, maize grain yield was not affected by N source.

Keywords: nitrogen availability, out of season maize, mineralization, nitrate, sodium

1 INTRODUÇÃO

O aumento das atividades urbanas, industriais e agropecuárias resulta em geração de resíduos na mesma proporção, e, de uma forma geral, sua destinação não ocorre de forma adequada, causando a poluição de solos e rios, e trazendo riscos à saúde. A disposição com critério desses resíduos em solos agrícolas pode trazer benefícios ao ambiente por meio da melhoria das características químicas, físicas e biológicas dos solos e de fornecimento de nutrientes às plantas.

Diante da crescente geração de resíduos, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), por meio da Norma Técnica P4.230 (CETESB, 1999a), estabeleceu procedimentos para a aplicação de lodo de sistemas de tratamento biológico de despejos líquidos sanitários ou industriais. Posteriormente, para os lodos de esgotos gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário, a Norma Técnica P4.230 foi substituída pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 375, de 29 de agosto de 2006 (CONAMA, 2006).

A Resolução do CONAMA não se aplica aos lodos de estação de tratamentos de efluentes de processos industriais e, assim, nesses casos, deve ser aplicada ou testada a Norma Técnica P4.230. A Norma Técnica P4.230 define critérios para o cálculo da dose de lodo de esgoto a ser aplicada, a qual é baseada na composição química do resíduo, na fração de mineralização obtida por meio de incubação aeróbia e na quantidade de N exigida pela cultura.

A incubação dos resíduos orgânicos nos solos (método biológico), com duração variável, permite a previsão da disponibilidade das formas de nitrogênio às plantas a curto e a longo prazos. A incubação aeróbia é adequada, pois reflete parcialmente as condições de campo, mas apresenta como desvantagem o custo e o tempo para a

obtenção dos resultados. A incubação anaeróbia apresenta como vantagem a simplicidade, a facilidade de adaptação em laboratório de rotina e o curto tempo de incubação. Ainda, existe a possibilidade de emprego de métodos químicos para a quantificação da fração orgânica do N que se correlaciona ao N mineralizado e são vantajosos devido à rapidez e precisão em relação aos métodos biológicos.

O entendimento da dinâmica das transformações do resíduo orgânico no solo permite a sincronização da disponibilização dos nutrientes contidos nele e a necessidade das plantas, de modo a minimizar as perdas de nitrato por lixiviação e de amônia por volatilização.

A gelatina, utilizada para fins alimentícios, cosméticos, farmacêuticos e fotográficos, é produzida a partir da hidrólise controlada do colágeno de peles e ossos de animais. Do processo de fabricação da gelatina, são gerados resíduos que, devido às suas composições químicas, apresentam potencialidade para aplicação em solos agrícolas como fontes de nutrientes para as plantas, principalmente de nitrogênio, sem risco de contaminação por metais pesados.

No Estado de São Paulo, para resíduos de origem industrial como a vinhaça, o lodo de curtume e o da indústria cítrica, já existem critérios e procedimentos para disposição em solos agrícolas (CETESB 1999b; 2006; 2010). Assim, os objetivos com este trabalho foram: 1) adaptar o protocolo descrito na Norma Técnica P4.230 da CETESB para lodos de esgoto na avaliação do potencial da aplicação e monitoramento do lodo biológico de indústria de gelatina em solo; 2) comparar métodos para a determinação do nitrogênio potencialmente mineralizável do lodo biológico; 3) verificar o potencial do lodo biológico em fornecer nitrogênio para as plantas de milho, e 4) avaliar a resposta das plantas de milho à aplicação do lodo biológico.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Os resíduos de origem urbana, como os compostos de lixo e lodos de esgoto, os de origem industrial, como os lodos de tratamento biológico de indústrias de processamento de alimentos, a vinhaça e o soro de leite, e os da agropecuária, como os estercos de animais e resíduos vegetais, desde que apresentem metais pesados e micro-organismos patogênicos dentro dos limites estabelecidos na legislação, podem ser utilizados como fontes de nutrientes para as plantas e para a melhoria das características químicas, físicas e biológicas dos solos.

Entretanto, a utilização de resíduos orgânicos na agricultura pode ser limitada por fatores como: desbalanço de nutrientes nos resíduos em relação às necessidades das plantas; baixa concentração de nutrientes em comparação aos fertilizantes inorgânicos; variabilidade na composição química; dificuldade na previsão da disponibilidade de nutrientes às plantas, e possíveis preocupações ambientais, como a emissão de gases, odores e patógenos (WESTERMAN & BICUDO, 2005).

2.1 Resíduos gerados na produção de gelatina

Uma das fontes para a produção de gelatina pelo homem, para fins alimentícios, farmacológicos e outros, é o colágeno bovino. O colágeno é uma estrutura composta de monômeros de tropocolágenos dispostos em forma de fibras entrelaçadas que se configuram em três cadeias peptídicas distintas. Para a conversão do colágeno em gelatina, as ligações de hidrogênio que estabilizam a hélice tripla são rompidas, formando cadeias peptídicas com pesos moleculares variados (OCKERMAN & HANSEN, 1994; KANAGARAJ et al., 2006).

A extração do colágeno pode ser feita por dois processos: em meio alcalino, quando é utilizado couro de bovinos, ou em meio ácido para couro de suínos e de ossos. No caso do couro de bovinos, as proteínas constituem de 35 a 60% da massa seca, e os lipídeos, de 10 a 35% (SIMEONOVA & DALEV, 1996).

Inicialmente, as aparas e raspas de couro de bovinos são cortadas em pedaços menores, lavadas com solução de hidróxido de sódio e mantidas nessa solução alcalina por aproximadamente sete dias, em processo denominado calado. Nesta etapa, os compostos não colagênicos, como queratinas, globulinas, mucopolissacarídeos, elastinas, mucinas e albuminas são alterados para formas mais solúveis, e algumas gorduras são convertidas em compostos polares, de modo que possam ser facilmente removidos (OCKERMAN & HANSEN, 1994). Após esse período de pré-tratamento, a mistura é lavada com água fria e é adicionado ácido sulfúrico para o abaixamento do pH do meio.

Em seguida, o colágeno é extraído com adição contínua de água quente, sendo que o produto de melhor qualidade (maior força do gel e claridade) é obtido na temperatura mais baixa de extração, mas o rendimento é maior em temperaturas mais elevadas (OCKERMAN & HANSEN, 1994). A purificação e a desmineralização da gelatina são feitas por meio de filtros e de resinas de troca iônica, respectivamente. Na etapa seguinte, ocorre a concentração da gelatina por meio de evaporadores de triplo efeito. Em seguida, a gelatina passa por extrusora, túneis de secagem, moinho e peneira e, por fim, a gelatina é armazenada em big-bags.

No processo de produção de gelatina, os resíduos gerados no pré-tratamento da matéria-prima, na extração e na purificação do colágeno, passam, inicialmente, por gradeamento para a retirada de materiais sólidos, e estes são submetidos à compostagem. O resíduo líquido segue para lagoa de equalização, onde o pH do meio é ajustado a 11 por meio de adição de hidróxido de cálcio. Em seguida, o resíduo passa para sistema de decantação por ar dissolvido, e a suspensão é separada, constituindo o lodo primário. Para a diminuição da carga orgânica, o decantado é digerido inicialmente em condições de anaerobiose em biodigestor e, depois, em lagoa aeróbia. O resíduo proveniente da lagoa passa novamente por sistema de decantação, e o sobrenadante é

devolvido à lagoa aeróbia, e o decantado, denominado lodo secundário ou biológico, é descartado em solo.

Dentre as indústrias de gelatina existentes no mundo, o Grupo Gelita é o principal produtor, com 80.000 toneladas produzidas por ano (GELITA, 2010). No Brasil, a unidade localizada em Mococa (SP) processa diariamente cerca de 100 toneladas de raspas e aparas de couro de bovinos, produzindo 14 t de gelatina e cerca de 80 m³ de lodo primário e de 600 m³ do secundário. O lodo primário apresenta cerca de 95% de umidade, reação alcalina (pH = 12,5) e teores de N-total, Ca e Na, na base seca, equivalentes a 30; 135 e 16 g kg⁻¹, respectivamente (ARAÚJO, 2006). O lodo secundário ou biológico apresenta de 98 a 99% de umidade, reação alcalina (pH = 8,3) e teores de N-total, Ca e Na, na base seca, iguais a 68; 100 e 41 g kg⁻¹, respectivamente (GUIMARÃES, 2009).

2.2 Efeitos dos resíduos orgânicos nos solos

Diversos autores relatam a melhoria dos atributos químicos dos solos com a aplicação de resíduos de origem urbana, industrial e da agropecuária (ERDEM & OK, 2002; DOUGLAS et al., 2003; FONSECA et al., 2005a, 2005b, 2007; NARAMABUYE & HAYNES, 2007; ODLARE et al., 2008; TRANNIN et al., 2008; IYYEMPERUMAL et al., 2008).

A composição química dos resíduos orgânicos varia com a origem, o grau de processamento, a espécie animal ou vegetal, etc. (SILVA, 2008). Assim, a aplicação dos resíduos orgânicos, sem considerar sua composição química e sem a utilização de critérios para a definição da dose, pode resultar em acúmulo de metais pesados (TRANNIN et al., 2005; BAHMANYAR, 2008; KIZILOGLU et al., 2008; ODLARE et al., 2008), a salinização, a sodificação dos solos a longo prazo e a contaminação de águas subterrâneas pelo N-NO₃⁻.

A utilização de resíduos orgânicos com alta concentração de sais e em grande quantidade pode resultar na salinização dos solos. De acordo com BOHNEN et al. (2000), os solos afetados por sais podem ser classificados como salinos (alta concentração de sais solúveis), sódicos (alta concentração de sódio trocável) e

salino-sódicos (alta concentração de sais e de sódio trocável). Diante do risco de salinização e/ou sodificação dos solos agrícolas com a aplicação de lodo de curtume, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, por meio da Norma P4.233 (CETESB, 1999b), estabeleceu limite máximo de aplicação anual de 400 kg ha^{-1} de Na para solos arenosos e silto-arenosos, e 1000 kg ha^{-1} de Na para solos orgânicos, siltosos, silto-argilosos e argilosos. AQUINO NETO & CAMARGO (2000) verificaram que a diminuição no desenvolvimento de plantas de alface estava associada com condutividade elétrica no solo igual ou superior a $1,7 \text{ mS cm}^{-1}$ resultante do incremento do teor de sódio via lodo de curtume. EVANS et al. (1977) observaram aumento na condutividade elétrica de 0,2 para $6,5 \text{ mS cm}^{-1}$, na camada de solo de 0 a 20 cm, com a reaplicação de $636 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de esterco líquido de bovinos, causando a murcha de plantas de milho (*Zea mays* L.). Com a aplicação de efluente de tratamento de esgoto em doses até duas vezes a necessidade de água pela cultura da cana-de-açúcar, LEAL et al. (2009) observaram, em relação ao tratamento-testemunha, aumentos nos teores de Na até a profundidade de 1 m em um Latossolo Vermelho Distrófico típico. TRANNIN et al. (2008) observaram que a aplicação por dois anos consecutivos de biossólido de indústria de fibras e resinas PET, em doses de até 24 t ha^{-1} (base seca), promoveu aumento no teor de Na nas camadas de 0 a 20; 20 a 40 e 40 a 60 cm de 5; 17 e 24 vezes, respectivamente, em relação ao tratamento com adubação mineral. TEIXEIRA et al. (2005) também relataram que a aplicação de dose de lodo de estação de tratamento de água equivalente a 200 mg kg^{-1} de N resultou em aumento no teor de Na e na condutividade elétrica de um Latossolo Vermelho-Amarelo álico, degradado pela atividade de mineração.

A lixiviação do N-NO_3^- é outro motivo de preocupação com a aplicação de resíduos orgânicos. A aplicação anual de dejetos líquidos de bovinos, quando comparada à ureia, em doses variando de 154 a 208 kg ha^{-1} de N-disponível, não resultou em aumento nos teores de N-NO_3^- na água subsuperficial (RANDALL et al., 2000). Em quatro anos de condução de experimento, MATSI et al. (2003) verificaram que a aplicação anual de 120 kg ha^{-1} de N na forma de esterco líquido de bovinos ou de fertilizante mineral resultou em valores semelhantes de N-NO_3^- na camada de 0 a 30 cm

de profundidade. Por outro lado, LEAL et al. (2010) observaram que o incremento de doses de efluente de tratamento de esgoto resultou em aumento do teor de N-NO_3^- na solução de um Latossolo Vermelho Distrófico típico, até a profundidade de 3 m, indicando a potencialidade do resíduo na contaminação do lençol freático. TRANNIN et al. (2008) também verificaram aumento no teor de N-NO_3^- até a profundidade de 60 cm com a aplicação de doses de até 24 t ha^{-1} de biossólido industrial. Para lodo de esgoto, doses maiores que 33 t ha^{-1} resultaram em aumento do teor de N-NO_3^- na solução de um Latossolo Amarelo Distrófico, ocasionando riscos de poluição das águas subterrâneas com esse ânion (OLIVEIRA et al., 2001).

Com relação aos resíduos da indústria de gelatina, alguns pesquisadores avaliaram o potencial de uso desses resíduos na melhoria dos atributos químicos de solos agrícolas, inclusive como fornecedores de nutrientes para as plantas. A aplicação superficial de 120 t ha^{-1} (base úmida) de lodo primário de indústria de gelatina resultou, em comparação ao tratamento-testemunha, aumento de 1,2 unidade de pH e de 10 mg dm^{-3} de P de um Latossolo Vermelho Distrófico (ARAÚJO et al., 2005). Os autores observaram, ainda, aumentos nos teores de Na tanto na camada de 0 a 1 quanto na de 1 a 5 cm de profundidade, mas, mesmo com a maior dose de lodo (120 t ha^{-1}), a saturação por sódio ficou abaixo do limite mínimo para a classificação do solo como afetado por sais.

Em experimento de incubação em laboratório, GUIMARÃES (2009) não observou aumento no teor de matéria orgânica, mas verificou aumento no valor de pH, na CTC efetiva, nos teores de P, Ca, Mg, Na e N-inorgânico, e diminuição nos teores de Al e H+Al de solos com textura arenosa, média e argilosa, com a aplicação de doses de até $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de lodo biológico de indústria de gelatina. A maior quantidade de carbono mineralizado em relação à adicionada mostrou a ocorrência de efeito “priming”, enquanto a fração de mineralização do nitrogênio superior a 74% indicou a rápida disponibilização do N do lodo biológico de indústria de gelatina.

ARAÚJO (2006), em experimento de casa de vegetação, avaliou a aplicação de 0; 30; 60; 90 e 120 t ha^{-1} de lodo primário de indústria de gelatina, antes da semeadura e depois do primeiro e do segundo cortes de capim-tanzânia (*Panicum maximum*). As

doses de lodo aumentaram significativamente o pH, os teores de Ca e Na, e a condutividade elétrica do solo, mas a resposta do capim à aplicação do lodo primário só foi verificada no terceiro corte.

SILVEIRA et al. (2005) observaram que a aplicação de $1.000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de lodo tratado de indústria de gelatina em Argissolo Vermelho Distrófico proporcionou produção de matéria seca e teores de N, P e Ca na parte aérea de aveia (*Avena sativa*) semelhante ao do tratamento com NPK e calcário.

SILVA et al. (2008) observaram maior produção de grãos de trigo (*Triticum aestivum*) com aplicação de 25 t ha^{-1} de composto orgânico (à base de torta de filtro e de resíduo da indústria de gelatina, na proporção de 80 e 20%, respectivamente) associado à adubação mineral (250 kg ha^{-1} da fórmula 10-20-20) do que com a aplicação isolada dos fertilizantes. Contudo, no segundo ano de experimentação, não verificaram diferenças na produção de grãos de trigo com a aplicação de 75 t ha^{-1} de composto orgânico, isoladamente ou associado ao adubo mineral.

2.3 Mineralização e disponibilidade de nitrogênio dos resíduos orgânicos nos solos

A mineralização consiste na transformação de cerca de 70 a 80% da matéria orgânica em moléculas simples, como CO_2 e H_2O , permanecendo no solo pequena fração de compostos fenólicos solúveis e compostos lignificados parcialmente transformados (GUERRA et al., 2008).

A relação C/N é um parâmetro empregado para a avaliação da qualidade e da dinâmica dos resíduos orgânicos aplicados ao solo. De acordo com CABRERA et al. (2005), essa relação baseia-se na premissa de que, na assimilação do carbono, o nitrogênio deve ser assimilado em quantidade determinada pela relação C/N da biomassa microbiana. Se a quantidade de nitrogênio no resíduo orgânico é maior que a quantidade requerida pela biomassa microbiana, a mineralização ocorre e há a liberação de nitrogênio inorgânico, enquanto, se a quantidade de nitrogênio nos resíduos for menor do que a requerida pela biomassa microbiana, haverá a imobilização do nitrogênio. A diminuição na atividade dos micro-organismos e na velocidade de

degradação do substrato ocorre na medida em que a relação C/N se aproxima de 10 a 12, valor próximo do da matéria orgânica estável do solo (CANTARELLA, 2007).

A existência de uma faixa para a relação C/N ao invés de um valor para o ponto de equilíbrio está relacionada com a variação da relação C/N da biomassa microbiana decompositora, bem como a existência de componentes orgânicos com diferença na suscetibilidade à decomposição. Assim, resíduos orgânicos com relações C/N similares podem ser mineralizados em diferentes proporções devido às diferenças na composição química (CABRERA et al., 2005).

O conhecimento da dinâmica da mineralização dos resíduos orgânicos é importante para prever a disponibilidade de nutrientes a curto e a longo prazos, e evitar acúmulo de nitrogênio no solo que pode ficar sujeito às perdas por lixiviação do nitrato e por desnitrificação (CHADWICK et al., 2000). Perdas por lixiviação do NO_3^- , volatilização da NH_3 e desnitrificação podem chegar a 35; 17 e 2%, respectivamente, do N aplicado na forma de dejetos de suínos de lagoa anaeróbia e em doses variando de 40 a 130 kg ha^{-1} de N (WHALEN & DE BERARDINIS, 2007).

A maior parte do N nos resíduos de origem urbana, industrial e da agropecuária encontra-se na forma orgânica e pode subdividir-se essa fração em compartimento facilmente mineralizável, tornando-se disponível para a absorção pelas plantas no ano de aplicação, e compartimento mais resistente, com taxa de mineralização próxima da matéria orgânica nativa do solo (HAWKE & SUMMERS, 2006).

A quantidade de nitrogênio do solo mineralizada, em um dado período, depende da temperatura, disponibilidade de água, oxigênio, pH, quantidade e composição do resíduo e teores de outros nutrientes (STANFORD & SMITH, 1972). O nitrogênio orgânico é mineralizado de acordo com um dos quatro padrões: 1) imobilização do nitrogênio durante o período inicial de incubação, seguido de mineralização; 2) decréscimo da taxa de mineralização com o tempo; 3) mineralização linear e constante durante todo o período de incubação, e 4) mineralização inicial rápida, seguida de uma fase linear, mas mais lenta (CHAE & TABATABAI, 1986).

A imobilização do N inorgânico em formas orgânicas pode ser desejável como forma de diminuição das possíveis perdas desse nutriente por meio da lixiviação e

desnitrificação; no entanto, a quantidade imobilizada pelos micro-organismos deve ser baixa, para que esse processo não diminua o N inorgânico do solo a valores que causem prejuízos ao crescimento das plantas (SHI et al., 2004).

A definição da quantidade de resíduo orgânico a ser aplicada pode ser baseada no teor de N-total, como verificado em diversos trabalhos (BEAUCHAMP, 1983, 1986; BURNS et al., 1985, 1990; ZEBARTH et al., 1996; DOUGLAS et al., 2003; MATSI et al., 2003; LORIA & SAWYER, 2005; LORIA et al., 2007) ou com base na quantidade total de N-NH₄⁺ e parte do N-orgânico (MOTAVALLI et al., 1989; RANDALL et al., 2000). Em ambos os casos, assume-se que as formas orgânicas contribuirão para a disponibilidade de nitrogênio inorgânico no solo. Entretanto, a previsão da disponibilidade de N dos resíduos orgânicos é complexa, uma vez que é influenciada pelas propriedades físico-químicas do material orgânico adicionado, por fatores abióticos como pH, temperatura, água e teor de argila do solo, e por características da microflora do solo envolvida no processo de decomposição, como a biomassa, a estrutura da comunidade e a atividade microbiana atual (NETT et al., 2010).

Em 1999, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), por meio da Norma Técnica P4.230 (CETESB, 1999a), estabeleceu procedimentos para a aplicação de lodo de sistemas de tratamento biológico de esgoto sanitário e industrial em áreas agrícolas. Posteriormente, para os lodos de esgotos gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário, a Norma Técnica da CETESB foi substituída pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 375, de 29 de agosto de 2006 (CONAMA, 2006).

Tanto na norma técnica estabelecida pela CETESB (1999a) quanto na Resolução do CONAMA (2006), o cálculo da dose de lodo a ser aplicada nos solos agrícolas é feito considerando o N requerido pela cultura e a quantidade de N disponível no lodo:

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

Em que:

N recomendado = é a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura (kg ha^{-1}), segundo a recomendação agrônômica oficial do estado;

N disp = é o teor de nitrogênio disponível no lodo de esgoto ou produto derivado (t ha^{-1}), calculado de acordo com a fórmula:

a) para aplicação superficial:

$$N \text{ disp} = \left(\frac{FM}{100} \right) \times (N_{Kj} - N_{NH_3}) + 0,5 \times (N_{NH_3}) + N_{NO_3} + N_{NO_2}$$

b) para aplicação subsuperficial:

$$N \text{ disp} = \left(\frac{FM}{100} \right) \times (N_{Kj} - N_{NH_3}) + (N_{NH_3}) + N_{NO_3} + N_{NO_2}$$

Em que:

FM = fração de mineralização do nitrogênio (%);

N_{Kj} = nitrogênio Kjeldahl (mg kg^{-1});

N_{NH_3} = nitrogênio amoniacal (mg kg^{-1});

N_{NO_3} = nitrogênio na forma de nitrato (mg kg^{-1}), e

N_{NO_2} = nitrogênio na forma de nitrito (mg kg^{-1}).

A fração de mineralização (FM) do nitrogênio é a proporção do nitrogênio total nos lodos de esgoto ou produtos derivados que foi convertida às formas inorgânicas de nitrogênio em determinado período. Conforme a Resolução do CONAMA (2006) devem-se utilizar os valores de FM de 40; 30; 20 e 10% para lodos de esgoto não digerido, digerido aerobicamente, anaerobicamente e compostados, respectivamente. Esses valores, bem como a fórmula de cálculo da taxa de aplicação, são adotados pela United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1995). De acordo com SMITH et al. (1998), biossólidos líquidos digeridos e não digeridos de lagoa de estabilização têm maior potencial de acúmulo de $N\text{-NO}_3^-$, pois apresentam alto teor de $N\text{-NH}_4^+$. Conforme esses autores, biossólidos não digeridos e parcialmente desidratados apresentam alta quantidade de carbono e podem provocar a imobilização inicial do N mineral do solo, seguida de acúmulo de $N\text{-NO}_3^-$ com a metabolização do carbono

adicionado pela biomassa microbiana. Biossólidos digeridos e secos são resistentes à mineralização e à formação de N-NO_3^- .

A utilização de fatores constantes de FM, conforme estabelecido pela Resolução do CONAMA (2006), sem considerar a composição química, o tratamento e o grau de estabilização do lodo, o tipo de solo e o clima do local, a estimativa da mineralização do nitrogênio orgânico torna-se pouco confiável (GILMOUR & CLARK, 1988; GILMOUR & SKINNER, 1999).

A forma de aplicação, o tempo que permanece na superfície do solo antes da incorporação e o pH do lodo influenciam no potencial de perdas por volatilização da amônia. Para quantificar estas possíveis perdas, a USEPA (1995) sugeriu a utilização de fator de correção no teor de N-NH_4^+ , conforme o tipo e o método utilizado para a aplicação do lodo: 0,5 para lodos líquidos ou desidratados e aplicados na superfície do solo, e 1,0 para líquidos e aplicados em subsuperfície.

No cálculo da dose de lodo a ser aplicada, a USEPA (1995) também considera o efeito residual das aplicações de anos anteriores por meio de uso de série de decaimento, sugerindo que a maior parte do N orgânico em lodos é convertida às formas inorgânicas no primeiro ano de aplicação ao solo, e a quantidade diminui a cada ano até a estabilização ao redor de 3%, que é a taxa observada para as frações de N orgânico estáveis nos solos. Uma vez alcançada essa porcentagem, nenhuma contribuição ao N disponível no lodo é considerada na recomendação da adubação nitrogenada.

Os métodos de avaliação da mineralização do nitrogênio orgânico envolvem a quantificação das formas inorgânicas produzidas por meio de incubação do solo em condições de aerobiose ou anaerobiose com duração variável, e esses métodos não são simples ou suficientemente rápidos para uso em laboratório de análises de solos (SAFARZADEH et al., 2010).

A Norma Técnica P4.230 (CETESB, 1999a) sugere a determinação da mineralização do nitrogênio orgânico por meio de um dos dois procedimentos: incubação aeróbia do lodo com solo com lixiviação ou incubação aeróbia do lodo com solo sem lixiviação. No primeiro procedimento, baseado em STANFORD & SMITH

(1972), o lodo é misturado ao solo, colocado em tubo de percolação de vidro e incubado em BOD, com temperatura controlada a 25-28°C. Após 0; 7; 14; 28; 42; 56; 70; 84; 98; 112 e 126 dias de incubação, é feita a lixiviação da mistura solo-lodo com solução de KCl 0,01 mol L⁻¹ e são determinados os teores de N-NH₄⁺ e de N-NO₃⁻ presentes no lixiviado, por meio de destilação a vapor e quantificação por titulometria. Na incubação sem lixiviação, a mistura de solo e lodo é incubada em recipiente de plástico ou de vidro. A cada tempo de incubação (0; 7; 14; 28; 42; 56; 70; 84; 98; 112 e 126 dias), o solo é homogeneizado e é feita a extração com solução de KCl, destilação e titulação para a determinação do N-inorgânico (N-NH₄⁺ e de N-NO₃⁻). LEMOS et al. (1988) verificaram que o N-orgânico nativo do solo, que foi mineralizado na incubação aeróbia com lixiviação, correlacionou-se melhor com o N absorvido por plantas de milho ($r = 0,82^{**}$) do que quando a incubação foi feita sem lixiviação ($r = 0,52^{**}$). KUHNNEN (2010) comparou os métodos de incubação aeróbia com lixiviação e sem lixiviação para a determinação da mineralização do nitrogênio de amostras de solos que receberam soro ácido de leite. O autor verificou que tanto o nitrogênio potencialmente mineralizável (N₀), obtido pelo método de incubação aeróbia com lixiviação, quanto o obtido sem a lixiviação da amostra de solo foram altamente correlacionados à quantidade absorvida de N por plantas de milho (*Zea mays*). CORDOVIL et al. (2007a) encontraram correlação entre o N₀ de seis resíduos orgânicos (composto de lixo, lodo secundário de fábrica de celulose, farinha de chifres, esterco de frangos e dejetos sólidos e esterco de suínos compostados), obtidos por meio de incubação aeróbia e a quantidade de N absorvida por plantas de trigo e azevém (*Lolium perenne*).

Os métodos de incubação aeróbia, conduzidos sob condições controladas, são adequados porque refletem, pelo menos parcialmente, as condições de campo. No entanto, os 126 dias de incubação aeróbia preconizados pela CETESB (1999a) aumentam o custo para a sua realização e o tempo para a obtenção dos resultados. Fatores como a dificuldade de manutenção da umidade ótima durante a incubação e a necessidade de determinação tanto do N-NH₄⁺ quanto do N-NO₃⁻ também são desvantajosos (DRINKWATER et al., 1996).

O método de incubação anaeróbia proposto por KEENEY & BREMNER (1966) baseia-se na estimativa do N-NH_4^+ produzido durante sete dias de imersão de solo em água. A simplicidade, a facilidade de adaptação em laboratório de rotina e o curto tempo de incubação são suas principais vantagens (KEENEY, 1982). Conforme KEENEY & BREMNER (1966), a determinação da disponibilidade de nitrogênio em solos pode ser feita tanto por meio de incubação aeróbia quanto por incubação anaeróbia, uma vez que os dois métodos se correlacionaram com o nitrogênio absorvido por plantas de azevém ($r = 0,83^{***}$ e $r = 0,79^{***}$, respectivamente).

Além de métodos biológicos, há a possibilidade de emprego de métodos químicos para a quantificação da fração orgânica do N, que é correlacionada com o N mineralizado (SAFARZADEH et al., 2010). O emprego de métodos químicos é vantajoso devido à rapidez e precisão em relação aos métodos biológicos. Diversos autores avaliaram métodos químicos para a determinação do nitrogênio disponível (KEENEY & BREMNER, 1966; GIANELLO & BREMNER, 1988), no entanto, esses estudos são baseados na mineralização do nitrogênio nativo do solo, sem a aplicação de resíduos orgânicos aos solos. CORDOVIL et al. (2007b) avaliaram métodos químicos para determinar o nitrogênio potencialmente mineralizável (N_0) de seis resíduos orgânicos e concluíram que a utilização de solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ sob refluxo, seguida de digestão com solução de K_2SO_4 100 g L^{-1} e com H_2SO_4 concentrado, foi a que apresentou melhor correlação com o N_0 obtido com a incubação aeróbia ($r = 0,84$). Entretanto, os métodos químicos são sujeitos a críticas por não simularem o processo microbiano responsável pela mineralização do N no solo e não liberarem seletivamente as frações do N que se tornam disponíveis ao crescimento das plantas pela ação dos micro-organismos do solo (KEENEY & BREMNER, 1966).

MULVANEY et al. (2001) observaram que a maior quantidade de N inorgânico no solo foi associada à diminuição da concentração de N-aminoaçúcares, indicando a contribuição dessa forma no processo de mineralização do N orgânico. Nesse sentido, KHAN et al. (2001) desenvolveram um método químico para a determinação de N-aminoaçúcares em solos por meio da difusão. Nesse método, comumente denominado "Illinois Soil Nitrogen Test" (ISNT), uma placa de petri contendo mistura de H_3BO_3 +

indicadores é posicionada em um suporte no interior de um recipiente fechado (*Mason jar*). Em seguida, adicionam-se o solo e a solução de NaOH, e é feito o aquecimento do recipiente. O N-NH₃ liberado é captado pela solução de H₃BO₃ + indicadores e, em seguida, é feita a quantificação por meio de titulação (KHAN et al., 2001). KLAPWYK et al. (2006) obtiveram alta correlação entre o valor de ISNT e o N residual de aplicações sucessivas de esterco bovino compostado e esterco bovino líquido, indicando a eficiência desse método para a determinação do N potencialmente disponível em solos que receberam esses resíduos orgânicos.

2.4 Resposta das plantas à aplicação de resíduos orgânicos

Os resíduos orgânicos vêm sendo utilizados na agricultura para correção de atributos químicos dos solos e como fonte de nutrientes para as plantas, principalmente de nitrogênio.

BURNS et al. (1985) conduziram experimento a campo com a aplicação de doses de efluente de lagoa anaeróbia de dejetos de suínos em capim-bermuda (*Cynodon dactylon*), em quantidades equivalentes à aplicação de 335; 670 e 1.340 kg ha⁻¹ de N por ano, por sete anos consecutivos. Os autores relataram aumentos médios de 31 e 46% na produção de matéria seca de capim-bermuda com a aplicação de 670 e 1.340 kg ha⁻¹ de N por ano, respectivamente, deste resíduo orgânico, em comparação à dose de 335 kg ha⁻¹ de N.

LIU et al. (1997) avaliaram a aplicação de 560; 1.120 e 2.240 kg ha⁻¹ de N por ano na forma de efluente de lagoa de dejetos de suínos na produção de matéria seca de capim-bermuda e azevém. A dose de 560 kg ha⁻¹ de N na forma deste resíduo orgânico resultou em produção de matéria seca semelhante à dose de 560 kg ha⁻¹ de N na forma de NH₄NO₃.

ADELI & VARCO (2001) compararam a aplicação de doses de N na forma de efluente de lagoa anaeróbia de dejetos de suínos e de NH₄NO₃ na produção de matéria seca dos capins *Digitaria* sp., *Setaria* sp., *Cynodon dactylon* e *Sorghum halepense*. Os autores não encontraram diferenças na produção de matéria seca das gramíneas

fORAGEIRAS com a aplicação de quantidades equivalentes de N na forma de efluente de lagoa anaeróbia de dejetos de suínos e de NH_4NO_3 .

DOUGLAS et al. (2003) avaliaram a aplicação de resíduo da destilação do uísque, rúmen bovino, soro ácido de leite, de composto orgânico à base de restos de vegetais e lodo da indústria de papel, em dose equivalente ao fornecimento de 250 kg ha^{-1} de N, na produção de matéria seca de azevém (*Lolium multiflorum*). Considerando a média de três anos de condução do experimento, a aplicação do resíduo de destilação de uísque e de rúmen bovino proporcionou aumento de 8% na produção de matéria seca de azevém em relação ao tratamento com o fertilizante mineral (NH_4NO_3). Com aplicação de soro ácido de leite, de composto orgânico à base de restos vegetais e do lodo da indústria de papel, a produção de matéria seca de azevém foi, respectivamente, 16; 6 e 43% menor que no tratamento com nitrogênio na forma mineral.

TRANNIN et al. (2005) avaliaram a produção de grãos de milho com a aplicação de até 24 t ha^{-1} de biossólido de indústria de fibras e resinas PET (base seca) em Cambissolo Distrófico. A máxima produção de grãos foi obtida com 22 e 23 t ha^{-1} de biossólido industrial, para o primeiro e segundo anos de aplicação, respectivamente. Os autores observaram que a aplicação de 10 t ha^{-1} de biossólido industrial, complementada com K_2O e cerca de 70% do fertilizante fosfatado, foi suficiente para obter a produção semelhante à adubação mineral (400 kg ha^{-1} da fórmula 4-30-16 + Zn na semeadura e cobertura com 135 e 80 kg ha^{-1} de N e K_2O , respectivamente).

LORIA et al. (2007) avaliaram a aplicação anual de N na forma de esterco fresco de suínos, de esterco de suínos digerido anaerobiamente e de NH_4NO_3 , na produção de grãos de milho. Em três anos de avaliação, os autores observaram que os estercos de suínos foram equivalentes no fornecimento de N para as plantas de milho. A produção de grãos de milho com os estercos de suínos foi equivalente a 100; 44 e 60% da obtida com NH_4NO_3 , para o primeiro, segundo e terceiro anos de avaliação, respectivamente.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O potencial de uso do lodo biológico de indústria de gelatina no fornecimento de nutrientes para as plantas e o seu impacto na qualidade do solo foram avaliados por meio de experimentos em laboratório, em casa de vegetação e a campo. O lodo biológico de indústria de gelatina (LB) foi fornecido pela Gelita do Brasil, unidade de Mococa (SP). Nos experimentos em laboratório e em casa de vegetação, foram utilizadas amostras de dois Argissolos Vermelhos coletados no município de Mococa (SP), um de textura média e outro de textura argilosa.

3.1 Solos e lodo biológico de indústria de gelatina

3.1.1 Solos

Com o auxílio de retroescavadeira, foram coletados volumes de solos equivalentes a 140; 110 e 110 dm³, nas profundidades de 0 a 20; 20 a 40 e 40 a 60 cm, respectivamente. As amostras de solos foram colocadas em sacos de polipropileno trançado, identificadas e levadas ao Laboratório de Fertilidade do Solo da FCAV/UNESP. Em seguida, as amostras de solos foram espalhadas em pedaço de plástico para secagem em temperatura ambiente. Após a secagem, as amostras de solos foram destorroadas, passadas em peneira com 4 mm de abertura de malha e homogeneizadas, e uma subamostra foi coletada para caracterização química e granulométrica, segundo RAIJ et al. (2001) e CAMARGO et al. (1986), respectivamente (Tabelas 1 e 2).

Tabela 1. Atributos químicos dos Argissolos empregados nos experimentos.

Textura	Prof.	P-resina	MO	pH CaCl ₂	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	CTC	V
	cm	mg dm ⁻³	g dm ⁻³		----- mmol _c dm ⁻³ -----						%
Média	0-20	11	39	4,8	1,8	23	9	38	34	72	47
	20-40	5	20	4,5	0,7	10	6	34	17	51	33
	40-60	2	14	4,5	0,7	9	5	31	15	46	32
Argilosa	0-20	7	23	5,3	1,0	18	9	22	28	50	56
	20-40	2	16	4,7	0,8	8	6	28	15	43	35
	40-60	2	13	5,1	0,6	8	5	20	14	34	40

Tabela 2. Outros atributos químicos e de granulometria dos Argissolos empregados nos experimentos.

Textura	Prof.	Al ³⁺	S-SO ₄ ²⁻	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Argila	Silte	Areia total
	cm	mmol _c dm ⁻³	----- mg dm ⁻³ -----						----- g kg ⁻¹ -----		
Média	0-20	1	6	0,47	1,2	148	28,3	1,6	230	170	600
	20-40	3	8	0,32	0,8	61	13,0	0,3	230	150	620
	40-60	4	4	0,24	0,6	23	3,2	0,1	320	150	530
Argilosa	0-20	0	21	0,10	1,4	18	3,4	0,6	350	110	540
	20-40	2	67	0,08	1,0	13	1,3	0,2	450	110	440
	40-60	0	37	0,04	0,7	8	1,0	0,1	460	100	440

3.1.2. Lodo biológico de indústria de gelatina

Os lodos biológicos, utilizados nos experimentos de laboratório e de casa de vegetação, foram amostrados segundo o método estabelecido na norma NBR 10.007 (ABNT, 2004) e depois enviados ao Laboratório de Fertilidade do Solo da FCAV/UNESP, no mesmo dia da coleta. No laboratório, o lodo biológico foi mantido sob refrigeração até o momento de utilização.

Todas as determinações para a caracterização química dos lodos biológicos foram feitas nas amostras *in natura*.

A determinação do valor de pH e da condutividade elétrica foi feita por meio de leitura direta no sobrenadante do lodo biológico.

Para a determinação do N-inorgânico, em um tubo de digestão, foram colocados 10 mL do lodo biológico e 20 mL de água desionizada. Na destilação, adicionaram-se MgO e liga de Devarda, para a obtenção do N-NH_4^+ e do N-NO_3^- , respectivamente. Em seguida, foi feita a titulação do destilado com solução padronizada de H_2SO_4 (CANTARELLA & TRIVELIN, 2001).

Para a determinação do teor de N-total, foi utilizada digestão sulfúrica em bloco digestor em 5 mL de lodo biológico e destilação em meio alcalino, em destilador de Kjeldahl, conforme descrito em TEDESCO (1985), e titulação com solução padronizada de H_2SO_4 . O N-orgânico foi obtido pela diferença entre os teores de N-total e de N-NH_4^+ .

Na determinação do carbono orgânico, foram usados 50 mL do lodo biológico, que foram submetidos à oxidação úmida com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ e titulação com solução de sulfato ferroso amoniacal, conforme a metodologia descrita em BRASIL (2007).

Os teores totais de P, K, Ca, Mg, S e Na foram determinados após digestão nitroperclórica de 10 mL de lodo biológico, conforme procedimentos descritos em CARMO et al. (2000).

Para a determinação da umidade, para cápsula de porcelana previamente tarada, foram transferidos aproximadamente 100 mL do lodo biológico, obtido o peso da cápsula + amostra úmida, e evaporado em banho-maria a $\pm 65^\circ\text{C}$ até a secagem da amostra e obtenção de peso constante. O cálculo da umidade foi feito considerando a peso inicial do lodo (amostra úmida) e o peso final (amostra seca), com o resultado expresso em porcentagem.

Os resultados da caracterização dos lodos biológicos utilizados nos experimentos em laboratório e em casa de vegetação estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Caracterização dos lodos biológicos de indústria de gelatina (LB) empregados nos experimentos em laboratório e em casa de vegetação.

Características	LB1 ¹	LB2	LB3	LB4
pH	8,0 ± 0,03*	8,2 ± 0,04	8,1 ± 0,02	8,2 ± 0,02
CE, mS cm ⁻¹ **	4,11 ± 0,01	4,63 ± 0,04	4,80 ± 0,05	4,32 ± 0,03
Umidade, %	98,52 ± 0,05	98,90 ± 0,10	98,40 ± 0,05	98,99 ± 0,05
N-total, g kg ⁻¹ ***	66,41 ± 1,19	67,92 ± 0,22	75,54 ± 0,77	74,39 ± 2,04
N-NH ₄ ⁺ , g kg ⁻¹ ***	13,25 ± 0,09	15,92 ± 0,52	20,93 ± 0,09	23,59 ± 0,67
N-NO ₃ ⁻ , g kg ⁻¹ ***	0,27 ± 0,05	0,11 ± 0,02	0,66 ± 0,12	0,58 ± 0,12
N-orgânico, g kg ⁻¹ ***	53,16 ± 1,18	52,00 ± 0,64	54,61 ± 0,38	50,80 ± 0,15
C-orgânico, g kg ⁻¹ ***	143,48 ± 2,81	128,82 ± 1,42	201,81 ± 5,34	131,23 ± 4,52
Relação C/N	2,2	1,9	2,7	1,8
P-total, g kg ⁻¹ ***	1,73 ± 0,26	2,32 ± 0,15	5,33 ± 0,15	4,95 ± 0,29
K-total, g kg ⁻¹ ***	2,28 ± 0,27	1,13 ± 0,04	1,56 ± 0,04	2,03 ± 0,04
Ca-total, g kg ⁻¹ ***	108,80 ± 13,16	72,65 ± 1,35	106,99 ± 2,54	97,90 ± 2,78
Mg-total, g kg ⁻¹ ***	1,80 ± 0,21	1,34 ± 0,05	1,91 ± 0,04	3,57 ± 0,05
S-total, g kg ⁻¹ ***	n.d.****	n.d.	1,59 ± 0,16	1,83 ± 0,21
Na-total, g kg ⁻¹ ***	37,50 ± 0,46	59,58 ± 4,21	35,31 ± 0,65	57,34 ± 0,71

¹ LB1: lodo biológico utilizado no experimento de mineralização do carbono; LB2: lodo biológico utilizado no experimento de mineralização do nitrogênio; LB3: lodo biológico utilizado no experimento de determinação do índice de eficiência agrônômica e equivalência do lodo biológico ao adubo padrão; e LB4: lodo biológico utilizado no experimento de produção de matéria seca de milho e lixiviação de nitrato e sódio em solos tratados com lodo biológico de indústria de gelatina.

* Média seguida do desvio padrão das amostras;

** CE: condutividade elétrica;

*** Resultados expressos na base seca.

**** n.d.: não determinado.

3.2 Experimentos em laboratório

3.2.1 Mineralização do carbono e do nitrogênio orgânico do lodo biológico de indústria de gelatina

Os experimentos de mineralização de carbono e de nitrogênio orgânico foram conduzidos separadamente e em condições de laboratório, com Argissolo Vermelho de textura média coletado na camada de 0 a 20 cm, cujos atributos químicos e de granulometria estão apresentados nas Tabelas 1 e 2.

De forma a atender à Norma Técnica P4.230 da CETESB (CETESB, 1999a), antecedendo os estudos de mineralização, foram conduzidos dois experimentos simultaneamente: um para determinar o efeito de doses do lodo biológico no pH do solo e outro para obter uma curva de neutralização associando doses de lodo biológico e de carbonato de cálcio. No primeiro, 200 cm³ de solo foram colocados em pedaço de plástico e misturados com doses de lodo biológico equivalentes a 0; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹, com três repetições, fazendo complementação com água desionizada em quantidade suficiente para que todos os tratamentos atingissem 70% da capacidade de retenção de água. A quantidade de lodo biológico foi calculada considerando a incorporação do resíduo em volume de solo da camada de 0 a 20 cm de profundidade. Em seguida, as misturas foram transferidas para recipientes de plástico com capacidade para 250 cm³. Cada recipiente de plástico foi colocado em balança, e o peso foi anotado. Os recipientes foram mantidos no laboratório em temperatura ambiente. A cada sete dias, a umidade do solo foi corrigida com base no peso anterior dos recipientes, com adição de água desionizada. O solo foi colocado em pedaço de plástico, feita a homogeneização da amostra e retirada subamostra de 10 g de solo. A subamostra foi transferida para copo de plástico com capacidade para 50 mL e, em seguida, adicionaram-se 25 mL da solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ para a determinação do pH em CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ (QUAGGIO & RAIJ, 2001). O restante do solo era devolvido ao recipiente de plástico, colocado em balança, anotado o novo peso do recipiente e dado prosseguimento à incubação. Esse procedimento foi repetido até a obtenção de valor de pH constante em três determinações consecutivas, o que ocorreu com cinco semanas de incubação.

No outro experimento, as mesmas doses de lodo biológico foram associadas com doses de carbonato de cálcio correspondentes a 0; 0,25; 0,50; 0,75; 1,00; 1,25; 1,50 e 1,75 vez a quantidade necessária para, teoricamente, obter pH em CaCl₂ igual a 6,0, com base na análise do solo e na equação: $\text{pH CaCl}_2 = 3,66 + 0,027V\%$ (QUAGGIO et al., 1982). Para pedaços de plástico, foram transferidas porções de 100 cm³ de solo, adicionadas quantidades equivalentes às doses de CaCO₃ e às de lodo biológico e com três repetições. Após a mistura, foi feita a complementação com água

desionizada, de modo que todos os tratamentos atingissem 70% da capacidade de retenção de água. As misturas foram colocadas em recipientes de plástico com capacidade para 125 cm³ e mantidas no laboratório, em temperatura ambiente, pelo mesmo período de incubação do experimento para avaliação do efeito da aplicação do lodo biológico no pH do solo, isto é, cinco semanas. Ao término da incubação, as amostras de solo foram colocadas em bandejas de poliestireno expandido para secagem. Após a secagem, as amostras foram peneiradas, homogeneizadas e submetidas à determinação do valor de pH em CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ (QUAGGIO & RAIJ, 2001). Os resultados de pH em CaCl₂ foram ajustados ao modelo matemático de 1º grau. Foram obtidas as seguintes equações de regressão: LB₀: $y = 0,7211x + 4,5917$ ($R^2 = 0,9935^{**}$); LB₁₀₀: $y = 0,6259x + 4,7333$ ($R^2 = 0,9965^{**}$); LB₂₀₀: $y = 0,6383x + 4,8972$ ($R^2 = 0,9973^{**}$); LB₃₀₀: $y = 0,6349x + 5,0639$ ($R^2 = 0,9921^{**}$); LB₄₀₀: $y = 0,6020x + 5,2000$ ($R^2 = 0,9949^{**}$) e LB₅₀₀: $y = 0,6179x + 5,2722$ ($R^2 = 0,9862^{**}$), em que LB₀, LB₁₀₀, LB₂₀₀, LB₃₀₀, LB₄₀₀ e LB₅₀₀ corresponderam à aplicação de 0; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico, respectivamente, e y e x representam, nessa ordem, o pH CaCl₂ e a quantidade de CaCO₃ (g dm⁻³). Com base nas equações citadas, foi calculada, para cada dose de lodo biológico, a quantidade necessária de CaCO₃ para elevar o pH em CaCl₂ do solo a 6,0. As quantidades foram: 1,953; 2,024; 1,728; 1,474; 1,329 e 1,178 g dm⁻³ de CaCO₃ para as doses equivalentes a 0; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico, respectivamente.

No experimento de mineralização do carbono orgânico, conduzido de acordo com ANDERSON (1982), o delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, em esquema de parcelas subdivididas, com as doses de lodo biológico (equivalentes a 0; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹) como tratamentos principais, o tempo de incubação como tratamentos secundários e três repetições. Os tempos de incubação foram: 1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 9; 11; 13; 15; 17; 19; 21; 23; 25; 27; 29; 31; 33; 35; 37; 39; 41; 43; 45; 47; 49; 51; 53; 55; 57; 59; 61; 63; 70; 77; 84; 91; 105; 119; 133; 161 e 189 dias. O lodo biológico (LB1) utilizado no experimento está caracterizado na Tabela 3. Porções de 200 cm³ de solo foram colocadas em pedaços de plástico e misturadas manualmente com os volumes de lodo biológico correspondentes às doses e às

quantidades necessárias de CaCO_3 para o solo atingir pH 6,0. Após a mistura, foi feita a complementação com água desionizada de modo a elevar a umidade do solo, em todos os tratamentos, a 70% da capacidade de retenção de água. A mistura foi transferida para recipiente de plástico com capacidade para 250 mL, e este foi colocado em vasilha de plástico com tampa de pressão e capacidade para 0,9 L. Dentro de cada vasilha, foram colocados dois copos de plástico com capacidade para 50 mL: um com 40 mL de água, para manter a umidade no ambiente, e outro com 20 mL de solução de NaOH 1 mol L⁻¹, para adsorver o C-CO₂ liberado pela mistura de solo e lodo biológico. Em seguida foi iniciada a incubação. O copo de plástico contendo a solução de NaOH foi trocado diariamente até o 7º dia de incubação; do 8º ao 63º, a cada dois dias; do 64º até o 91º, a cada sete dias; do 92º ao 133º, a cada 14 dias, e do 134º ao 189º, a cada 28 dias. Em cada dia de avaliação, uma alíquota de 5 mL da solução de NaOH foi transferida para outro copo de 50 mL. Em seguida, foi adicionado 0,5 mL de solução BaCl₂ 1,5 mol L⁻¹ e foi feita a titulação da amostra com solução padronizada de HCl 0,4 mol L⁻¹. A quantidade acumulada de CO₂ emanada foi convertida em C-CO₂, e o resultado, expresso em mg kg⁻¹ de solo seco. A quantidade de C-CO₂ no tratamento-testemunha foi subtraída da quantidade de C-CO₂ do tratamento correspondente a cada dose de lodo biológico.

No experimento de mineralização do nitrogênio orgânico, conduzido de acordo com CETESB (1999a), o delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, em esquema fatorial 6 x 11, sendo seis doses de lodo biológico (equivalentes a 0; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹) e 11 tempos de avaliação (no dia da aplicação do lodo biológico ao solo e aos 7; 14; 28; 42; 56; 70; 84; 98; 112 e 126 dias de incubação) e três repetições. O lodo biológico (LB2) utilizado neste estudo está caracterizado na Tabela 3. Porções de 200 cm³ de solo foram colocadas em pedaços de plástico e misturadas manualmente com os volumes de lodo biológico correspondentes às doses e às quantidades necessárias de CaCO_3 para o solo atingir pH 6,0. Após a mistura, foi feita a complementação com água desionizada de modo que a umidade do solo, em todos os tratamentos, foi mantida a 70% da capacidade de retenção de água. As misturas foram transferidas para recipientes de plástico com capacidade para 250 mL e mantidas em

temperatura ambiente, iniciando-se a incubação. A cada tempo de avaliação, o solo foi homogeneizado, e duas amostras de 10 g foram coletadas, sendo uma para a determinação da umidade e a outra para a determinação do N-inorgânico. Do N-inorgânico, foram quantificados o N-NH_4^+ e o N-NO_3^- , sendo desconsiderado o N-NO_2^- . O N-NH_4^+ e o N-NO_3^- foram extraídos com solução de KCl 1 mol L^{-1} . Alíquota de 30 mL de extrato foi utilizada para a determinação do N-NH_4^+ por destilação a vapor, na presença de MgO , e a de N-NO_3^- , no mesmo extrato, após adição de liga de Devarda. Os destilados foram coletados em solução de H_3BO_3 + indicadores (vermelho de metila e verde de bromocresol) e a quantificação foi feita por titulação com solução de H_2SO_4 diluída (CANTARELLA & TRIVELIN, 2001). Com base na umidade das amostras de solo, os resultados de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- foram corrigidos para solo seco.

O N-inorgânico ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) determinado em cada dose de lodo biológico e obtido de cada tempo de incubação foi descontado da quantidade de N-inorgânico obtida com a mesma dose de lodo no tempo zero de incubação.

Os resultados de C- CO_2 e de N-inorgânico foram submetidos à análise de variância e de regressão não linear, com ajuste ao modelo de cinética de primeira ordem, proposto por STANFORD & SMITH (1972):

$$X_m = X_0(1 - \exp^{-kt})$$

Em que:

X_m = corresponde ao carbono ou nitrogênio mineralizado no tempo t, em mg kg^{-1} ;

X_0 = carbono ou nitrogênio potencialmente mineralizável do lodo biológico, em mg kg^{-1} ;

k = constante de mineralização do lodo biológico, por dia, e

t = tempo, em dias.

A meia-vida ($T_{1/2}$), que corresponde ao tempo necessário, em dias, para que ocorra a mineralização de 50% do carbono ou do nitrogênio potencialmente mineralizável, foi obtida empregando a equação:

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{k}$$

Em que:

$\ln 2$ = logaritmo neperiano de 2, e

k = constante de mineralização do lodo biológico, por dia.

A fração de mineralização (FM), expressa em %, e que corresponde à quantidade de carbono ou nitrogênio mineralizada em relação à quantidade desses elementos, adicionada na forma de lodo biológico, foi calculada de acordo com CETESB (1999a):

$$FM = \left(\frac{X_{LB_y} - X_{LB_0}}{Q_{adicionada}} \right) \cdot 100$$

Em que:

X_{LB_y} = carbono ou nitrogênio mineralizado na dose y de lodo biológico, em mg kg^{-1} ;

X_{LB_0} = carbono ou nitrogênio na dose zero de lodo biológico, em mg kg^{-1} , e

$Q_{adicionada}$ = quantidade de carbono ou nitrogênio adicionada na forma de lodo biológico, em mg kg^{-1} .

3.2.2 Nitrogênio potencialmente mineralizável do lodo biológico de indústria de gelatina

O nitrogênio potencialmente mineralizável (N_0) do lodo biológico de indústria de gelatina foi determinado por meio de três métodos: incubação aeróbia sem lixiviação, incubação anaeróbia e pela técnica da difusão.

Os experimentos foram conduzidos em condições de laboratório. O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, em esquema fatorial 2×6 , sendo dois solos (um Argissolo Vermelho de textura média e outro de textura argilosa), seis doses de lodo biológico de indústria de gelatina (equivalentes a 0; 100; 200; 300; 400 e $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e três repetições.

Pelo método da incubação aeróbia sem lixiviação, o nitrogênio potencialmente mineralizável (N_0) é o parâmetro de ajuste ao modelo de cinética de primeira ordem, proposto por STANFORD & SMITH (1972) para explicar a disponibilidade de N às

plantas em determinado período. O N_0 foi obtido de dois estudos: o do Argissolo Vermelho de textura média, proveniente do experimento de mineralização do nitrogênio orgânico descrito no item 3.2.1., enquanto o de textura argilosa foi obtido do estudo conduzido por GUIMARÃES (2009), com as mesmas doses e condições descritas no item 3.2.1.

Tanto na determinação do N_0 pelo método da incubação anaeróbia quanto na da técnica da difusão, foram utilizadas amostras de solos provenientes do tempo zero do experimento de mineralização do nitrogênio orgânico (item 3.2.1. e de GUIMARÃES, 2009) e que foram conservadas em freezer.

Para a determinação do N_0 pelo método da incubação anaeróbia, utilizou-se o método proposto por KEENEY & BREMNER (1966). Em tubo de ensaio (16 x 150 mm), foram adicionados 5 g de amostra úmida de solo e 12,5 mL de água desionizada. Cada amostra de solo foi preparada em duplicata. Em uma das repetições, adicionaram-se 12,5 mL de KCl 4 mol L⁻¹, e o conteúdo foi transferido para tubo de destilação. Para a determinação do N-NH₄⁺, adicionou-se MgO no tubo de destilação. Em seguida, a amostra foi destilada, e depois foi feita a titulação com solução padronizada de H₂SO₄, conforme procedimentos descritos em CANTARELLA & TRIVELIN (2001). Noutra repetição, o tubo foi vedado com filme de plástico e rolha de silicone, e mantido em BOD a 40°C. Após sete dias de incubação, adicionou-se KCl 4 mol L⁻¹ e foi feita a determinação do N-NH₄⁺, seguindo os procedimentos mencionados anteriormente. Em cada amostra de solo, foi feita determinação da umidade. O teor de N-NH₄⁺ determinado no início e no final da incubação foi corrigido para solo seco. O N_0 foi calculado pela diferença dos teores de N-NH₄⁺ determinados no início e no final da incubação e expresso em mg kg⁻¹ de solo seco.

Utilizando-se da técnica da difusão proposta por KHAN et al. (2000), inicialmente, determinou-se o teor de N-NH₄⁺ das amostras de solo. Este método baseia-se na utilização de recipiente de vidro hermético (*Mason jar*) com capacidade para 473 mL. No recipiente, foram pesados dois gramas de amostra úmida de solo, adicionaram-se 20 mL de KCl 2 mol L⁻¹ e 0,2 g de MgO. Placa de petri, com 5 mL da mistura de H₃BO₃ + indicadores, foi colocada em um suporte no interior do *Mason jar*. O recipiente foi

fechado e colocado em chapa de aquecimento à temperatura de 45-50°C, por quatro horas. Ao término do período de difusão, a placa de petri contendo H₃BO₃ + indicadores foi removida, adicionaram-se 5 mL de água desionizada na placa de petri e foi feita a titulação com solução de H₂SO₄ 0,00125 mol L⁻¹. O teor de N-NH₄⁺ + N-aminoaçúcares foi determinado conforme procedimentos descritos por KHAN et al. (2001). Em recipiente de vidro hermético, adicionaram-se um grama de amostra de solo úmida e 10 mL de solução NaOH 2 mol L⁻¹. Em placa de petri, adicionaram-se 5 mL da mistura de H₃BO₃ + indicadores, que foi posicionada em um suporte no interior do recipiente. O recipiente foi fechado e colocado em chapa de aquecimento à temperatura de 48-50°C, por cinco horas. Ao término do aquecimento, a placa de petri contendo H₃BO₃ + indicadores foi removida, adicionaram-se 5 mL de água desionizada e foi feita a titulação com solução de H₂SO₄ 0,00125 mol L⁻¹. Com base na umidade das amostras de solos, os teores de N-NH₄⁺ e de N-NH₄⁺ + N-aminoaçúcares foram corrigidos para solo seco. O teor de N-NH₄⁺ foi descontado do N-NH₄⁺ + N-aminoaçúcares de cada amostra e expresso em mg kg⁻¹ de solo seco.

Os valores de N₀ determinados pelos métodos da incubação aeróbia e da anaeróbia, e pela técnica da difusão foram submetidos à análise de variância. Os solos foram comparados pelo teste de Tukey a 5%, e as doses de lodo biológico, por meio de regressão polinomial. Os valores de N₀ obtidos em cada método foram correlacionados entre si e com a quantidade de N absorvida por plantas de milho, obtida no item 3.3.2.

3.3 Experimentos em casa de vegetação

3.3.1 Índice de eficiência agronômica e equivalência do lodo biológico ao adubo-padrão

Para a determinação do índice de eficiência agronômica (IEA) e da equivalência do lodo biológico a adubo-padrão (nitrato de amônio), conduziu-se experimento em casa de vegetação, utilizando o Argissolo Vermelho de textura média, coletado na camada de 0 a 20 cm (Tabelas 1 e 2). O delineamento experimental foi o inteiramente

casualizado, com seis doses de N (0; 50; 100; 200; 300 e 400 mg dm⁻³ de N, na forma de NH₄NO₃), um tratamento adicional com a aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina e quatro repetições.

A dose do lodo biológico (LB3, Tabela 3) foi calculada com base na taxa de aplicação estabelecida pela CETESB (1999a) e na necessidade de uma cultura de milho com produtividade esperada de 10 a 12 t ha⁻¹ de grãos, de 170 kg ha⁻¹ de N, conforme recomendação de CANTARELLA et al. (1996). A taxa de aplicação calculada foi de 180 m³ ha⁻¹ de lodo biológico (APÊNDICE 1), e nessa dose foram aplicados 217,6 kg ha⁻¹ de N-total.

Cada unidade experimental foi constituída por um vaso de plástico com capacidade para 5,5 L. A calagem foi feita em todos os tratamentos para elevar a saturação por bases a 70%, utilizando-se como fontes, o CaCO₃ e o 4(MgCO₃).Mg(OH)₂.5H₂O p.a., na relação Ca:Mg de 2:1. Quantidades equivalentes a 5 dm³ de solo foram pesadas, misturadas a seco com os corretivos de acidez, transferidas para vasos de plástico e feita a complementação da umidade com água desionizada para elevar a 70% da capacidade de retenção de água. Seis dias após o início da incubação, o solo do tratamento adicional foi colocado em caixa de plástico, homogeneizado e deixado para secagem. Com a secagem do solo, três dias depois de colocado na caixa de plástico, adicionou-se o lodo biológico e foram feitas a homogeneização, a devolução do solo ao vaso de plástico e a adição de água desionizada. Ao término do período de incubação de 14 dias, o solo foi colocado novamente em caixa de plástico para secagem. Três dias depois, o solo foi passado em peneira com 4 mm de abertura de malha, homogeneizado, devolvido ao vaso de plástico e adicionado água desionizada.

A reposição de água perdida foi feita com auxílio de pesagem do solo + vaso e reposição de água, sendo mantido a 70% da capacidade de retenção de água.

Parte da adubação nitrogenada (1/4 de cada tratamento), na forma de solução de NH₄NO₃, foi feita aos 19 dias de incubação. A adubação com P, K e S, na forma de solução de nutrientes, foi feita em todos os tratamentos, aos 26 dias de incubação, e

foram fornecidos 120; 200 e 20 mg dm⁻³, respectivamente, de P, K e S, na forma de KH₂PO₄ e de K₂SO₄.

A semeadura do milho cv. BR106 foi feita aos 28 dias de incubação e foram semeadas 10 sementes por vaso. Três dias após a emergência das plantas (Figura 1a), foi feito o desbaste e foram mantidas cinco plantas por vaso. Quatorze dias após a emergência, foi aplicada solução de nutrientes contendo Zn, Cu e B, de modo a fornecer 1; 0,5 e 0,25 mg dm⁻³, respectivamente. A adubação nitrogenada de cobertura, na forma de solução de NH₄NO₃, foi feita aos 16; 26 e 33 dias após a emergência das plantas de milho. O desenvolvimento das plantas, 28 dias após a emergência, pode ser observado na Figura 1b. A adubação potássica de cobertura foi feita aos 33 dias da emergência das plantas, aplicando-se 39 mg dm⁻³ de K, na forma de solução de K₂SO₄.

1a



1b



Figura 1. Vista geral do experimento de determinação do índice de eficiência agrônômica e equivalência do lodo biológico ao adubo padrão, aos três (1a) e 28 dias (1b) após a emergência das plantas de milho.

A colheita do experimento foi feita 40 dias após a emergência das plantas. A parte aérea das plantas foi cortada rente ao solo, lavada, enxugada com papel toalha e colocada em estufa de circulação forçada de ar a $\pm 65^{\circ}\text{C}$, até peso constante para a obtenção da matéria seca (BATAGLIA et al., 1983).

O índice de eficiência agrônômica (IEA) foi calculado de acordo com GOEDERT et al. (1986), citados por RAIJ (1991):

$$IEA = \frac{Y_2 - Y_1}{Y_3 - Y_1} \times 100$$

Em que:

Y_1 = produção obtida pela parcela sem N;

Y_2 = produção obtida pelo emprego do lodo biológico, na dose X_2 , e

Y_3 = produção com a mesma dose X_2 de N, empregando o adubo-padrão (NH_4NO_3).

Para o cálculo do equivalente em NH_4NO_3 (EqNH_4NO_3), conforme GOEDERT et al. (1986), citados por RAIJ (1991), utilizou-se a fórmula:

$$\text{EqNH}_4\text{NO}_3 = \frac{X_1}{X_2} \times 100$$

Em que:

X_1 = dose do nutriente do adubo-padrão (NH_4NO_3) para obter uma produção Y_2 , e

X_2 = dose do nutriente do adubo testado (lodo biológico) necessária para obter a mesma produção Y_2 .

A produção de matéria seca e a quantidade acumulada de N na parte aérea do milho foram submetidas à análise de variância. A média das doses de N na forma de NH_4NO_3 foi comparada por meio de regressão polinomial. A média do tratamento que recebeu lodo biológico foi comparada às doses de N na forma de NH_4NO_3 , por meio do teste de Dunnett, a 5% de probabilidade (BANZATTO & KRONKA, 2008).

3.3.2 Produção de matéria seca de milho e lixiviação de nitrato e sódio em solos tratados com lodo biológico de indústria de gelatina

O experimento para a avaliação da produção de matéria seca de milho e lixiviação do nitrato e do sódio, em função de doses de lodo biológico, foi conduzido em condições de casa de vegetação. O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, em esquema fatorial 2 x 6, sendo dois solos (textura média e argilosa) e

seis doses de lodo biológico de indústria de gelatina (equivalentes a 0; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹) e três repetições, totalizando 36 unidades experimentais.

As amostras de solos (um Argissolo Vermelho de textura média e outro de textura argilosa) foram coletadas nas profundidades de 0 a 20; 20 a 40 e 40 a 60 cm, cujos atributos químicos e de granulometria estão apresentados nas Tabelas 1 e 2. O lodo biológico (LB4) utilizado no experimento está caracterizado na Tabela 3.

Foram utilizadas colunas de PVC com diâmetro de 15,24 cm (6 polegadas), compostas por três anéis, o superior com 22 cm de altura e os demais com 20 cm. Os 2 cm a mais no anel superior foram para permitir que, após colocado o volume de solo correspondente, houvesse sobra de espaço para facilitar a adição de água. No anel inferior, foi acoplado um “cap” e, na base deste, foi feito um orifício e posicionada uma mangueira de plástico com o objetivo de promover a drenagem. Na parede interna dos anéis foi aplicada camada de resina líquida e espalhada sílica para criar rugosidade e evitar o escoamento preferencial de água pelas paredes da coluna.

No solo correspondente ao anel superior de cada coluna (0 a 20 cm), foi feita a correção da acidez com carbonato de cálcio p.a. (CaCO₃) e hidroxicarbonato de magnésio p.a. (4MgCO₃.Mg(OH)₂.5H₂O) na relação Ca:Mg de 2:1, de modo a elevar a saturação por bases a 70%. Volume equivalente a 3,65 dm³ de solo foi espalhado em pedaço de plástico e, em seguida, adicionados os carbonatos e feita a homogeneização a seco. A mistura de solo e carbonatos foi colocada em vasos com capacidade para 4 dm³ de solo, adicionada água desionizada para elevar a 60% a capacidade de retenção de água e mantida em incubação por 30 dias. Ao término do período de incubação, o solo foi colocado em caixa de plástico, seco, destorroado e passado em peneira com 4 mm de abertura de malha.

No interior do “cap”, foram colocadas bolinhas de poliestireno expandido com 25 mm de diâmetro, os espaços foram preenchidos com areia lavada e os anéis de cada coluna de PVC foram unidos por fita adesiva. Com o auxílio de funil de haste longa, o solo da camada de 40 a 60 cm de profundidade foi colocado na coluna, seguido da de 20 a 40 cm e por fim, da de 0 a 20 cm. A coluna de PVC foi posicionada em suporte de ferro para facilitar as pesagens para o controle da água perdida.

Barras de ferro foram posicionadas na parte superior e interna da casa de vegetação e, para evitar o tombamento das colunas de PVC, foram esticados arames galvanizados que prenderam em cada alça do suporte de ferro às barras de ferro.

O lodo biológico foi aplicado na superfície do solo de cada coluna e, em seguida, adicionou-se água desionizada em quantidade suficiente para completar o volume de líquido em cada coluna de PVC de modo a que se atingisse 70% da capacidade de retenção de água.

A adubação com P, K e S, na forma de solução de nutrientes, foi feita em todas as colunas, antes da semeadura do milho, aplicando-se 100; 180 e 20 mg dm⁻³ de P, K e S, respectivamente, na forma de KH₂PO₄ e de K₂SO₄.

Em seguida, foram semeadas oito sementes de milho cv. BR-106 em cada coluna, à profundidade aproximada de 3 cm. Quatro dias após a emergência, foi feito o desbaste e foram mantidas quatro plantas por coluna. Na Figura 2a, tem-se a vista geral do experimento aos 12 dias da emergência das plantas de milho. Aos 19 dias da emergência, foi feita adubação com solução de micronutrientes contendo Zn, Cu, Mn e B (1; 0,5; 2 e 0,25 mg dm⁻³, respectivamente) e foram utilizados os seguintes sais p.a.: ZnSO₄.7H₂O, CuSO₄.5H₂O, MnCl₂.2H₂O e H₃BO₃. A adubação potássica de cobertura foi feita aos 23 dias da emergência das plantas e foram aplicados 80 mg dm⁻³ de K, na forma de solução de K₂SO₄. Durante a condução do experimento, a manutenção da umidade a 60% da capacidade de retenção de água, com água desionizada, foi feita com auxílio de pesagem das colunas.

A colheita da parte aérea do milho foi feita 45 dias após a emergência das plantas (Figura 2b), cortando-se as plantas de milho rente ao solo. O material vegetal foi lavado, enxugado com papel toalha e colocado em estufa de circulação forçada de ar a ±65°C, até peso constante, para a obtenção da matéria seca (BATAGLIA et al., 1983). Em seguida, a parte aérea das plantas foi moída e submetida à análise química para determinação da concentração de N-total e de Na, conforme métodos descritos em TEDESCO et al. (1985) e CARMO et al. (2000), respectivamente.

Após a colheita das plantas, foi aplicada água desionizada nas colunas, em quantidade suficiente para provocar percolação de água e coleta de cerca de 500 mL

de lixiviado por coluna. A determinação do N-inorgânico (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) no lixiviado foi feita por meio de destilação da amostra e titulação com solução de H_2SO_4 padronizada, conforme procedimentos descritos em CANTARELLA & TRIVELIN (2001). O Na^+ no lixiviado de solo foi quantificado por meio de leitura direta em fotômetro de chama.

2a



2b



Figura 2. Vista geral do experimento de produção de matéria seca de milho e lixiviação de nitrato e sódio em Argissolos tratados com lodo biológico de indústria de gelatina, aos 12 (2a) e 45 dias (2b) da emergência das plantas de milho.

A recuperação aparente (RA) do nitrogênio e do sódio pelas plantas de milho foi calculada de acordo com MUÑOZ et al. (2004):

$$RA = \frac{QA_{\text{dose } x} - QA_{\text{testemunha}}}{Dose_x} \times 100,$$

Em que:

RA = recuperação aparente de nitrogênio ou de sódio por plantas de milho, em %;

$QA_{\text{dose } x}$ = quantidade acumulada de nitrogênio ou de sódio na parte aérea de plantas de milho, na dose x de nitrogênio ou de sódio, em mg por coluna;

$QA_{\text{testemunha}}$ = quantidade acumulada de nitrogênio ou de sódio na parte aérea de plantas de milho, no tratamento-testemunha, em mg por coluna, e

$Dose_x$ = quantidade aplicada de nitrogênio ou de sódio, em mg por coluna.

A produção de matéria seca, a quantidade acumulada e a recuperação aparente de nitrogênio e de sódio por plantas do milho e a quantidade de N-NH_4^+ , de N-NO_3^- e de Na^+ no lixiviado de solo foram submetidos à análise de variância. Os solos foram comparados pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, e as doses de lodo biológico, por meio de ajustes aos modelos de regressão polinomial.

3.4 Experimentos a campo

3.4.1 Combinação de fontes de nitrogênio na produtividade de milho safrinha

Foi conduzido experimento a campo para avaliar o efeito de fontes de N, combinadas ou isoladas, na produtividade de milho safrinha. As fontes de N utilizadas foram o lodo biológico de indústria de gelatina (6,7 % de N, base seca) e nitrato de amônio (31,0% de N). O experimento foi instalado em área anteriormente cultivada com cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.), localizada no município de Mococa-SP (latitude 21° 24' S e longitude 47° 01' W, altitude de 595 m). O clima da região, de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger é o Aw (ROLIM et al., 2007), ou seja, apresenta clima tropical e inverno seco. Os dados de precipitação e de temperatura mínima e máxima observados durante a condução do experimento (29-03 a 30-08-10) estão apresentados na Figura 3.

O solo da área experimental, classificado como Argissolo Vermelho, foi amostrado na profundidade de 0 a 20 cm para a caracterização química, analisado conforme métodos descritos em RAIJ et al. (2001) e apresentava: pH em CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ = 4,2; P resina = 5 mg dm⁻³; MO = 19 g dm⁻³; K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, H+Al, SB e CTC iguais a 1,3; 5; 2; 42; 8 e 50 mmol_c dm⁻³, respectivamente, e V = 17%.

Após a colheita da cana-de-açúcar, em julho de 2009, a área foi preparada para a instalação dos experimentos com a retirada das soqueiras por meio de escarificador e uso de grade niveladora. Com base no resultado da análise de solo de rotina, foi feita a

calagem da área, visando ao aumento da saturação por bases a 70%, conforme recomendado por CANTARELLA et al. (1996) para a cultura do milho.

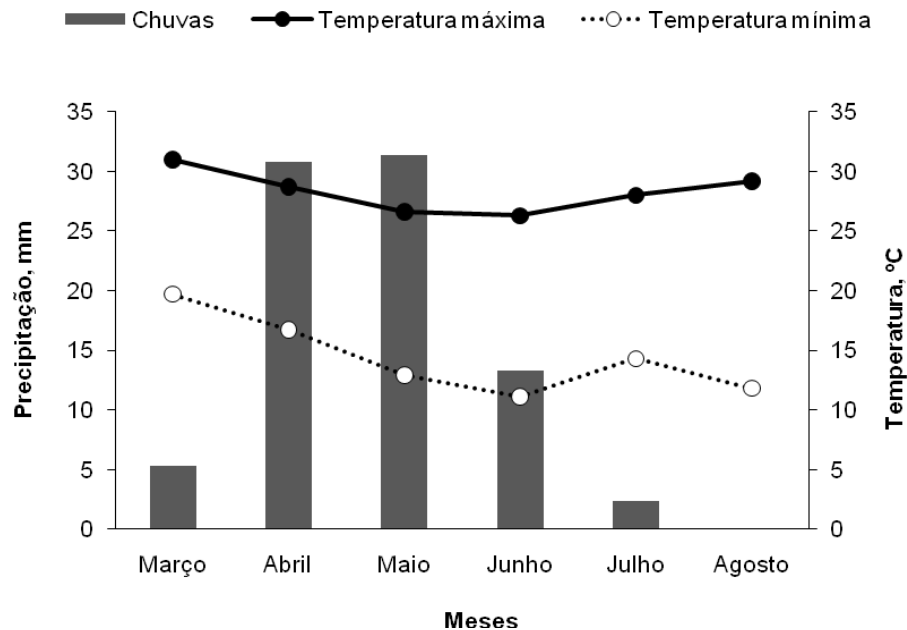


Figura 3. Precipitação e temperaturas mínimas e máximas observadas no período de 29-03 a 30-08-10 em Mococa, SP, durante a condução do experimento de campo.

O delineamento experimental foi o de blocos casualizados, com sete tratamentos e quatro repetições, totalizando 28 parcelas (Figura 4a). Os tratamentos avaliados foram:

- Testemunha;
- 100% do N na forma de NH_4NO_3 ;
- 75% do N na forma de NH_4NO_3 e 25% na forma de lodo biológico (0,25 vez a taxa de aplicação);
- 50% do N na forma de NH_4NO_3 e 50% na forma de lodo biológico (0,50 vez a taxa de aplicação);
- 25% do N na forma de NH_4NO_3 e 75% na forma de lodo biológico (0,75 vez a taxa de aplicação);
- 100% do N na forma de lodo biológico (1,0 vez a taxa de aplicação), e

- 125% do N na forma de lodo biológico (1,25 vez a taxa de aplicação).

4a



4b



4c



4d



Figura 4. Vista do experimento de combinação de fontes de N na produtividade de milho safrinha (4a); aplicação do lodo biológico de indústria de gelatina com o auxílio de regadores de plástico (4b); vista da parcela após a aplicação dos tratamentos (4c) e vista do experimento no dia da colheita das espigas, quando as plantas se apresentavam na maturidade fisiológica (4d).

A semeadura do milho híbrido AG9040 foi feita em 29-03-10, com espaçamento nas entrelinhas de 0,8 m e cinco sementes por metro linear. A adubação com P e K foi feita na ocasião da semeadura e em todas as parcelas. A dose de 400 kg ha⁻¹ da fórmula 00-20-10 foi calculada com base nos teores de P-resina e de K no solo, e na

produtividade esperada de 3 a 4 t ha⁻¹ de grãos de milho safrinha (CANTARELLA et al., 1996).

Cada unidade experimental foi composta por sete linhas de plantas de milho de cinco metros de comprimento, totalizando 28 m² de área total. Para a área útil, foram consideradas as plantas das cinco linhas centrais e desprezou-se um metro de cada extremidade da parcela, totalizando 12 m².

A dose de 50 kg ha⁻¹ de N (na forma de NH₄NO₃, com 31% de N) foi baseada na produtividade esperada de 3 a 4 t ha⁻¹ de grãos de milho safrinha (CANTARELLA et al., 1996). A dose do lodo biológico, calculada com base na taxa de aplicação estabelecida pela CETESB (1999a) e nos resultados do LB2 (Tabela 3), foi equivalente a 85,5 m³ ha⁻¹ (APÊNDICE 2).

O NH₄NO₃ foi aplicado manualmente, no dia 22-04-10, e nas linhas de plantas de milho. O lodo biológico, na forma líquida, também foi aplicado nas linhas de plantas de milho com o auxílio de regadores de plástico (Figuras 4b e 4c). Devido ao alto teor de água no lodo biológico (98,51% de umidade), após sua aplicação, foi feita complementação com água em quantidade suficiente para garantir o mesmo volume de líquidos em todas as parcelas.

O lodo biológico de indústria de gelatina (LB) foi fornecido pela Gelita do Brasil, unidade de Mococa-SP. A aplicação do lodo biológico foi dividida em dois dias seguidos (22 e 23-04-10), de modo a facilitar a infiltração do resíduo e da água no solo. Em cada dia de aplicação, foi coletada amostra do lodo biológico para sua caracterização química. Os resultados médios obtidos foram: pH = 8,0; CE = 4,36 mS cm⁻¹; umidade = 98,95%; teores de N-total; N-NH₄⁺; N-NO₃⁻ e C-orgânico, expressos na base seca, iguais a 67,04; 12,70; 0,34 e 100,21 g kg⁻¹; relação C/N = 1,49 e teores totais de P; K; Ca; Mg; S e Na, expressos na base seca, iguais a 2,53; 1,26; 58,85; 1,17; 1,35 e 44,04 g kg⁻¹. Todas as análises foram feitas na amostra de lodo biológico *in natura*. A determinação do valor de pH e da condutividade elétrica foi feita por meio de leitura direta no sobrenadante do lodo biológico. Os teores de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ foram determinados conforme procedimentos descritos em CANTARELLA & TRIVELIN (2001). As demais avaliações foram feitas após digestão da amostra, segundo os

métodos descritos em TEDESCO et al. (1985) para N-total, CARMO et al. (2000) para os teores totais de P, K, Ca, Mg, S e Na, e BRASIL (2007) para C-orgânico. Para a determinação da umidade, aproximadamente 100 mL do lodo biológico foram colocados em cápsulas de porcelana, anotado o peso e evaporado em banho-maria a $\pm 65^{\circ}\text{C}$ até a secagem e a obtenção de peso constante.

Durante a condução dos experimentos, foram feitas seis aplicações de água por meio de sistema de irrigação por aspersão do tipo autopropelido, sendo que em cada vez foi aplicada lâmina de aproximadamente 20 mm.

Quando cerca de 50% das plantas de milho estavam pendoadas, foi feita amostragem de folhas, tendo-se coletado o terço central da folha da base da espiga de 20 plantas (CANTARELLA et al., 1996). As folhas foram lavadas, enxugadas com papel toalha e colocadas em estufa de circulação forçada de ar a $\pm 65^{\circ}\text{C}$, até peso constante. Em seguida, as folhas foram moídas e foram submetidas às digestões sulfúrica e nitroperclórica, para a determinação da concentração de N-total e dos demais macronutrientes, respectivamente, conforme procedimentos descritos em TEDESCO et al. (1985) e CARMO et al. (2000).

A colheita das espigas da área útil foi feita no dia 30-08-10, quando as plantas se apresentavam na maturidade fisiológica (Figura 4d). As espigas foram levadas ao Laboratório de Fertilidade do Solo da FCAV/UNESP, despalhadas manualmente, debulhadas e, em seguida, os grãos foram homogeneizados e amostrados para a determinação da umidade, segundo procedimento descrito em BRASIL (2009), e correção da produtividade de grãos à umidade de 13%. Em razão da desuniformidade do estande de plantas em algumas parcelas, a produtividade de grãos de milho safrinha foi estimada por meio da fórmula de Zuber (SCHIMILDT et al., 2001).

A concentração de macronutrientes nas folhas e a produtividade de grãos de milho safrinha foram submetidas à análise de variância, e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

3.4.2 Produtividade de milho safrinha em função de doses de lodo biológico de indústria de gelatina

O experimento de produtividade de milho safrinha, em função de doses de lodo biológico, foi instalado no município de Mococa-SP, em área adjacente ao experimento descrito no item 3.4.1. Informações referentes ao clima, tipo de solo, histórico e preparo da área para a instalação do experimento estão descritas no item 3.4.1.

O experimento foi conduzido em delineamento experimental, em blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições, totalizando 24 parcelas (Figura 5a). Os tratamentos avaliados foram:

- Testemunha;
- 0,5 x TA: 0,5 vez a taxa de aplicação;
- 1,0 x TA: 1,0 vez a taxa de aplicação;
- 1,5 x TA: 1,5 vez a taxa de aplicação;
- 2,0 x TA: 2,0 vezes a taxa de aplicação, e
- AM: Adubação com N mineral recomendada (NH_4NO_3).

A dose do lodo biológico, calculada com base na taxa de aplicação estabelecida pela CETESB (1999a), foi equivalente a $85,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (APÊNDICE 2). A adubação com N mineral recomendada de 50 kg ha^{-1} de N (na forma de NH_4NO_3 , com 31% de N), foi baseada na produtividade esperada de 3 a 4 t ha^{-1} de grãos de milho safrinha (CANTARELLA et al., 1996).

Utilizou-se o híbrido de milho AG9040, com espaçamento nas entrelinhas de 0,8 m e cinco sementes por metro linear. Na ocasião da semeadura (29-03-10), foram aplicados em todas as parcelas 400 kg ha^{-1} da fórmula 00-20-10, calculada com base nos teores de P-resina e de K no solo e na produtividade esperada de 3 a 4 t ha^{-1} de grãos de milho safrinha (CANTARELLA et al., 1996).

Cada unidade experimental foi composta por sete linhas de plantas de milho de cinco metros de comprimento, totalizando 28 m^2 de área total. Para a área útil, foram consideradas as plantas das cinco linhas centrais e desprezou-se um metro de cada extremidade da parcela, totalizando 12 m^2 .

5a



5b



5c



Figura 5. Vista geral do experimento de produtividade de milho safrinha em função de doses de lodo biológico de indústria de gelatina (5a); aplicação do lodo biológico de indústria de gelatina com o auxílio de regadores de plástico (5b) e vista da parcela após a aplicação dos tratamentos (5c).

O NH_4NO_3 foi aplicado manualmente no dia 22-04-10, nas linhas de plantas de milho. O lodo biológico, na forma líquida, também foi aplicado nas linhas de plantas de milho com o auxílio de regadores de plástico (Figuras 5b e 5c). Devido ao alto teor de água no lodo biológico (98,51% de umidade), após a sua aplicação, foi feita complementação com água em quantidade suficiente para garantir o mesmo volume de líquidos em todas as parcelas.

A aplicação do lodo biológico foi dividida em dois dias seguidos (22 e 23-04-10), de modo a facilitar a infiltração do resíduo e da água no solo. Em cada dia de aplicação,

foi coletada amostra de lodo biológico para sua caracterização química. Os resultados médios obtidos foram: pH = 8,0; CE = 4,36 mS cm⁻¹; umidade = 98,51%; teores de N-total; N-NH₄⁺; N-NO₃⁻, e C-orgânico, expressos na base seca, iguais a 67,04; 12,70; 0,34 e 100,21 g kg⁻¹; relação C/N = 1,49 e teores totais de P, K, Ca, Mg, S e Na, expressos na base seca, iguais a 2,53; 1,26; 58,85; 1,17; 1,35 e 44,04 g kg⁻¹.

A aplicação de água durante o experimento e a amostragem e análise química das folhas de milho foram feitas como descritas no item 3.4.1.

A colheita das espigas da área útil foi feita no dia 30-08-10, quando as plantas se apresentavam na maturidade fisiológica. As espigas foram levadas ao Laboratório de Fertilidade do Solo da FCAV/UNESP, despalhadas manualmente e feitas as contagens do número de grãos por fileira e do número de fileiras por espiga, para a estimativa do número de grãos por espiga. As espigas foram debulhadas, e os grãos foram homogeneizados e amostrados para a determinação da umidade, segundo procedimento descrito em BRASIL (2009) e correção da produtividade de grãos à umidade de 13%. Em razão da desuniformidade do estande de plantas em algumas parcelas, a produtividade de grãos de milho foi estimada por meio da fórmula de Zuber (SCHIMILDT et al., 2001).

O solo foi amostrado após a colheita do milho, parcela por parcela, nas linhas de plantas da área útil. Foram coletadas, com o auxílio de sonda, 20 amostras simples para a formação de amostra composta, nas profundidades de 0 a 20; 20 a 40; 40 a 60; 60 a 80 e 80 a 100 cm. Cada amostra de solo foi dividida em duas porções, uma foi acondicionada em gelo e posteriormente congelada, e a outra foi seca, destorroada, homogeneizada e passada em peneira com 2 mm de abertura de malha. As amostras de solo foram colocadas em saquinhos de plástico e levadas ao Laboratório de Fertilidade do Solo da FCAV/UNESP. A amostra de solo congelada foi utilizada para a determinação do N-inorgânico (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻), conforme procedimentos descritos em CANTARELLA & TRIVELIN (2001), e os resultados foram corrigidos para mg kg⁻¹ de solo seco. Na amostra seca de solo, foi feita a determinação do pH em solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ (QUAGGIO & RAIJ, 2001), e a determinação de cátions (K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺), em solução de NH₄Cl 1 mol L⁻¹ (COSCIONE et al., 2001).

A concentração de macronutrientes nas folhas de milho, o número médio de grãos por espiga e a produtividade de grãos de milho safrinha foram submetidos à análise de variância, e as doses de lodo biológico foram comparadas por meio de regressão polinomial. A média do tratamento que recebeu a adubação mineral recomendada foi comparada com as doses de lodo biológico por meio do teste de Dunnett, a 5% de probabilidade (BANZATTO & KRONKA, 2008). Os atributos químicos de solo foram analisados em parcelas subdivididas, sendo as doses de lodo biológico e a adubação mineral como tratamentos principais, e as profundidades de 0 a 20; 20 a 40; 40 a 60; 60 a 80 e 80 a 100 cm como tratamentos secundários.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em condições de laboratório, inicialmente, estudou-se a dinâmica do carbono e do nitrogênio orgânico do lodo biológico de indústria de gelatina aplicado em Argissolo Vermelho de textura média (item 4.1.1). Com base no estudo de mineralização do nitrogênio orgânico, obteve-se a fração de mineralização do nitrogênio orgânico do lodo biológico, que permitiu o cálculo da dose a ser aplicada em condições de campo. Ainda em laboratório, foram avaliados métodos para a determinação do nitrogênio potencialmente mineralizável do lodo biológico (item 4.1.2). O potencial do lodo biológico no fornecimento de nitrogênio às plantas de milho foi comparado ao do NH_4NO_3 (itens 4.2.1. e 4.3.1.) e avaliou-se também o impacto ambiental da sua aplicação (itens 4.2.2. e 4.3.2.).

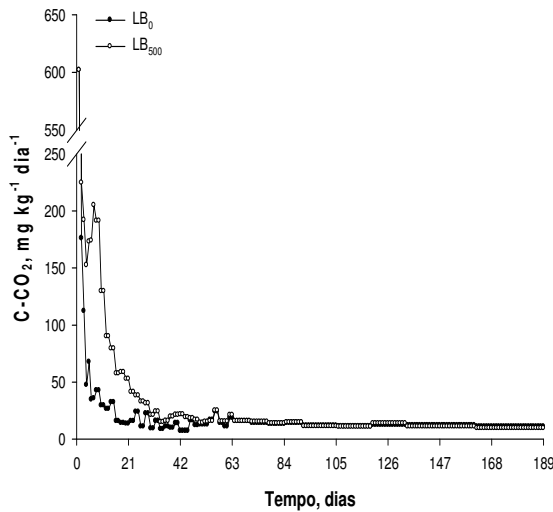
4.1 Experimentos em laboratório

4.1.1 Mineralização do carbono e do nitrogênio orgânico do lodo biológico de indústria de gelatina

A maior liberação de C-CO_2 foi quantificada na avaliação feita 24 horas após o início da incubação do solo (Figura 6a). Nas avaliações subseqüentes, houve diminuição na quantidade de C-CO_2 liberada até a avaliação feita no 7º dia de incubação. Em seguida, houve aumento da quantidade de C-CO_2 liberada do solo até a avaliação feita no 14º dia de incubação, e novamente de decréscimo até o final do período de avaliação. Essa tendência indica a presença de compostos de carbono facilmente degradáveis, em ambiente sem limitações à atividade microbiana, e com alta

disponibilidade de nitrogênio dada pela relação C/N baixa do resíduo (2,2, Tabela 3). A presença de compostos nitrogenados facilmente decomponíveis promove maior atividade microbiana no solo. Em experimento com lodo de esgoto e composto de lixo urbano, PEDRA et al. (2007) atribuíram a esses compostos a maior quantidade de carbono mineralizada em solos que receberam lodo de esgoto. Em condições de campo, ROCHETTE et al. (2000) observaram a decomposição rápida e exponencial da fração lábil de dejetos de suínos, com a máxima liberação de C-CO₂ nas primeiras 48 horas após a aplicação do resíduo, mineralização de cerca de 50% do carbono adicionado já na primeira semana, seguida de mineralização linear e lenta das frações mais recalcitrantes de carbono.

6a



6b

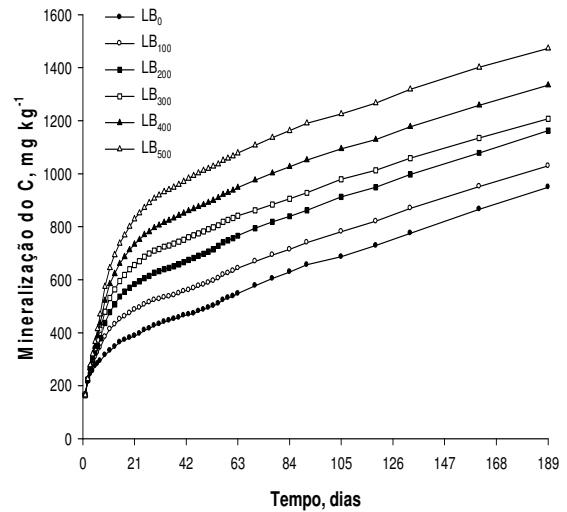


Figura 6. Evolução de C-CO₂ (6a) e quantidade acumulada de carbono mineralizada (6b) em Argissolo Vermelho de textura média, em função de doses de lodo biológico de indústria de gelatina e tempo de incubação. LB₀, LB₁₀₀, LB₂₀₀, LB₃₀₀, LB₄₀₀ e LB₅₀₀ correspondem à aplicação de 0; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico de indústria de gelatina, respectivamente.

A quantidade acumulada de carbono mineralizado nos 189 dias de incubação (Figura 6b), para todas as doses de lodo biológico, ajustou-se ao modelo exponencial de cinética de primeira ordem (Tabela 4). O carbono potencialmente mineralizável (C₀)

variou de 94,3 a 541,7 mg kg⁻¹, e o tempo necessário para que 50% fosse mineralizado variou de 5,5 a 10 dias (Tabela 4).

A quantidade de carbono mineralizado, com todas as doses de lodo aplicadas, foi maior do que 100% (Tabela 4), indicando a ocorrência do efeito “priming”. Assim, a adição de compostos orgânicos facilmente decomponíveis com o lodo biológico estimulou os micro-organismos a mineralizarem não somente o carbono adicionado na forma do lodo biológico, mas também parte do carbono da matéria orgânica do solo (DALENBERG & JAGER, 1989; KUZYAKOV et al., 2000). MARTINES et al. (2006) verificaram efeito “priming” com aplicação equivalente a 3 t ha⁻¹ (base seca) de lodo de curtume em solo arenoso. Com aplicação de 6; 12 e 24 t ha⁻¹, os últimos autores obtiveram valores de fração de mineralização de carbono de 92; 85; e 68%, respectivamente, após 105 dias de incubação.

Tabela 4. Quantidade de C aplicada no solo (C_{solo}), C da matéria orgânica nativa mineralizado (C_{nm}), C potencialmente mineralizável (C_0), constante de mineralização (k), meia-vida ($T^{1/2}$), coeficiente de determinação (R^2) e fração de mineralização (FM) do carbono do lodo biológico de indústria de gelatina em Argissolo Vermelho de textura média.

Lodo biológico	C_{solo}	C_{nm}	C_0	k	$T^{1/2}$	R^2	FM
m ³ ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	dia ⁻¹	dias		%
100	78,8	15,5	94,3	0,1271	5,5	0,9445**	101,4
200	157,7	58,9	216,6	0,0856	8,1	0,9808**	135,0
300	236,5	57,9	294,4	0,0886	7,8	0,9758**	109,1
400	315,4	90,6	406,0	0,0754	9,2	0,9915**	122,1
500	394,2	147,5	541,7	0,0691	10,0	0,9959**	132,9

* Significativo a 1% de probabilidade.

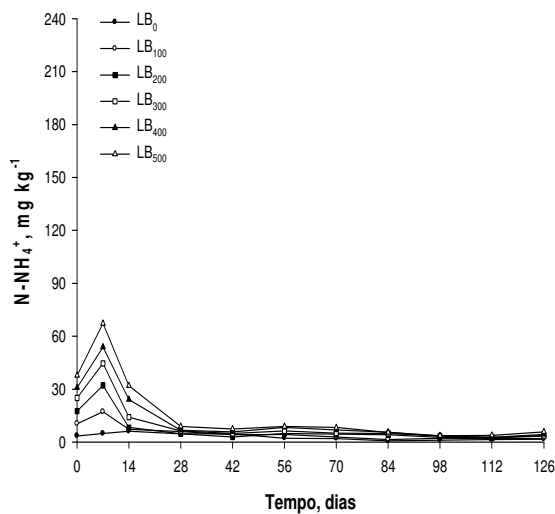
Na maior dose de lodo biológico aplicada (equivalente a 500 m³ ha⁻¹), o balanço (C_{nm}), obtido pela subtração do C aplicado (C_{solo}) do C mineralizado (C_0), foi de 0,15 g kg⁻¹ (Tabela 4). Se considerado o teor de carbono no início do experimento (16,8 g kg⁻¹), a aplicação do lodo biológico promoveu diminuição de 0,9% no carbono do solo, mas essa diminuição não foi detectada no solo por meio de análise de variância. A quantidade de carbono orgânico total (COT) adicionado ao solo na forma de lodo

biológico foi pequena. Considerando a maior dose de lodo biológico ($500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), o teor de carbono e a umidade do resíduo (Tabela 3) foram aplicados 1.060 kg ha^{-1} ou $0,53 \text{ g dm}^{-3}$ de COT. Assim, o método empregado para a determinação do COT do solo não foi sensível para detectar esta variação. Resultados semelhantes foram obtidos por GUIMARÃES (2009), que não verificou alteração no teor de matéria orgânica de três solos com a adição de até $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de lodo biológico de indústria de gelatina. LEAL et al. (2010) não observaram alteração no teor de carbono orgânico total de um Latossolo Vermelho com a aplicação parcelada durante o ciclo da cana-de-açúcar de efluente de lodo de esgoto tratado, em quantidade equivalente a duas vezes a demanda de água pela cultura ($8,43 \text{ t ha}^{-1}$ de carbono, na base seca), e afirmaram que o aumento somente seria possível com aplicações contínuas e em longo prazo.

Na mineralização do nitrogênio do lodo biológico de indústria de gelatina, no Argissolo Vermelho, os teores de N-NH_4^+ no tempo zero de incubação variaram de 11 a 38 mg kg^{-1} , uma vez que a forma amoniacal correspondia acerca de 23% do nitrogênio total (Tabela 3). O teor mais alto de N-NH_4^+ foi determinado na avaliação feita no 7º dia de incubação, indicando rápida conversão do N-orgânico do lodo biológico a essa forma de N (Figura 7a). Essa tendência é justificada pela relação C/N baixa do lodo biológico (1,9), como verificado por CHADWICK et al. (2000) e MORVAN et al. (2006), que obtiveram correlação negativa ($r = -0,74$; $p < 0,001$ e $r = -0,63$; $p < 0,01$, respectivamente) entre a mineralização do N e a relação C/N de resíduos de origem animal. Na avaliação feita no 14º dia de incubação, houve diminuição nos teores de N-NH_4^+ , e a partir da avaliação feita no 28º dia, os teores de N-NH_4^+ mantiveram-se abaixo de 10 mg kg^{-1} até o final do período de incubação.

Na avaliação feita no dia da incubação do solo (tempo zero), os teores iniciais de N-NO_3^- no solo eram menores do que 10 mg kg^{-1} (Figura 7b). Nas avaliações feitas no 7º e no 14º dia de incubação, houve aumento acentuado nos teores de N-NO_3^- nos tratamentos que receberam o lodo biológico, e esse efeito continuou acentuado até a avaliação feita no 28º dia de incubação. A partir deste tempo de avaliação, houve tendência de aumento menor dos teores de N-NO_3^- do solo, o que persistiu até a avaliação feita no 126º dia de incubação.

7a



7b

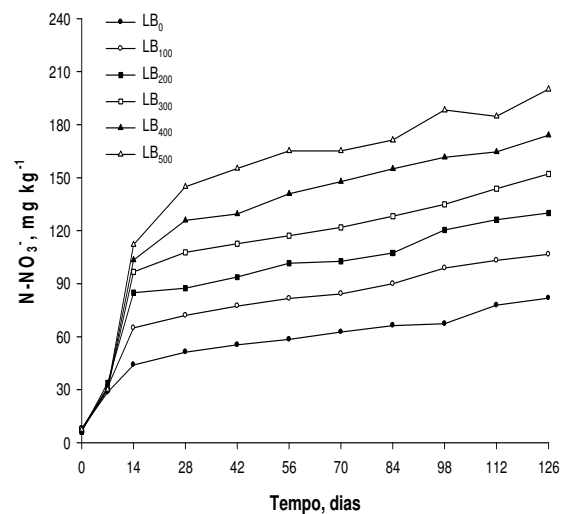


Figura 7. Teores de N-NH_4^+ (7a) e N-NO_3^- (7b) em Argissolo Vermelho de textura média, em função de doses de lodo biológico de indústria de gelatina e tempo de incubação. LB_0 , LB_{100} , LB_{200} , LB_{300} , LB_{400} e LB_{500} correspondem à aplicação de 0; 100; 200; 300; 400 e 500 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de lodo biológico de indústria de gelatina, respectivamente.

Nos tempos zero e com sete dias de incubação, houve predomínio do N-NH_4^+ sobre o N-NO_3^- (Figuras 7a e 7b). Na avaliação feita aos 14 dias de incubação, houve inversão da tendência, com predomínio do N-NO_3^- sobre o N-NH_4^+ (Figuras 7a e 7b). LORIA & SAWYER (2005) verificaram predominância do N-NO_3^- sobre o N-NH_4^+ com 14 dias da aplicação de dejetos frescos de suínos ou de dejetos de suínos digeridos anaerobiamente. Segundo os autores, a intensidade do processo de nitrificação nos dejetos de suínos foi semelhante à mistura de ureia e sulfato de amônio, indicando que, para a aplicação desse resíduo orgânico, deve ser adotado o mesmo manejo empregado para fertilizantes nitrogenados industrializados, de modo a minimizar as perdas de N-NO_3^- . Em condições de campo, AITA et al. (2007) verificaram que o N-NH_4^+ do dejetos líquido de suínos, que representava de 46,5 a 55,9% do teor de N-total, foi completamente oxidado a N-NO_3^- entre 15 e 20 dias após a aplicação.

A quantidade acumulada de N-inorgânico ajustou-se ao modelo exponencial de cinética de primeira ordem (Tabela 5). A quantidade de N potencialmente mineralizável (N_0) aumentou com as doses de lodo biológico, variando de 18,6 a 79,8 mg kg^{-1} , as

constantes de mineralização (k) variaram de 0,0738 a 0,1297 (Tabela 5). A variação nos valores de k indica que a mineralização do resíduo orgânico ocorreu em taxas diferentes. O tempo necessário para que 50% do N potencialmente mineralizável presente no lodo biológico fossem mineralizados ($T_{1/2}$), foi de 5 a 9 dias. Avaliando a mineralização do N do efluente gerado no processamento do couro (lodo do caleiro) em um Latossolo Vermelho Amarelo, ALCÂNTARA et al. (2007) determinaram valores de meia-vida de 19 e 146 dias, para o tratamento correspondente à aplicação de 678 mg kg^{-1} de N na forma do resíduo e testemunha, respectivamente.

Tabela 5. Quantidade de N-total e N-orgânico aplicada no solo, N potencialmente mineralizável (N_0), constante de mineralização (k), meia-vida ($T_{1/2}$), coeficiente de determinação (R^2) e fração de mineralização (FM) do nitrogênio do lodo biológico de indústria de gelatina em Argissolo Vermelho de textura média.

Lodo biológico	N aplicado no solo		N_0	k	$T_{1/2}$	R^2	FM
	Total	Orgânico					
$m^3 ha^{-1}$	mg kg^{-1}		mg kg^{-1}	dia $^{-1}$	dias		%
100	27,7	21,1	18,6	0,0861	8,1	0,9296**	86,8
200	55,3	42,3	33,0	0,1297	5,3	0,9651**	88,5
300	83,0	63,4	44,1	0,1008	6,9	0,9771**	80,0
400	110,7	84,6	63,7	0,0763	9,1	0,9854**	81,2
500	138,4	105,7	79,8	0,0738	9,4	0,9906**	83,8

* Significativo a 1% de probabilidade.

A fração de mineralização do nitrogênio maior do que 80% (Tabela 5) indica que, aos 126 dias de incubação, a maior parte do N-orgânico adicionado na forma de lodo biológico foi convertida à forma inorgânica. O restante do N-orgânico, cerca de 20%, por ser formado por compostos mais estáveis e de difícil decomposição, permaneceu na forma orgânica, mas pode tornar-se disponível em médio e longo prazos. Esses compostos mais estáveis são substâncias não colagênicas, como as queratinas, globulinas, albuminas, mucopolissacarídeos, elastinas, mucinas e gorduras (OCKERMAN & HANSEN, 1994), que são extraídas juntamente com o colágeno no processo de pré-tratamento da matéria-prima em meio alcalino, separadas e, posteriormente, descartadas na forma de efluente.

4.1.2 Nitrogênio potencialmente mineralizável do lodo biológico de indústria de gelatina

Dos três métodos avaliados para determinar o nitrogênio potencialmente mineralizável do lodo biológico (N_0), apenas o método de incubação aeróbia de longa duração foi capaz de detectar as diferenças entre os solos e entre as doses de lodo biológico (Tabela 6). O N_0 obtido por meio de método de incubação anaeróbia foi influenciado apenas pelas doses de lodo biológico de indústria de gelatina. De forma geral, os valores de N_0 obedeceram à seguinte ordem: incubação aeróbia > incubação anaeróbia > difusão.

Tabela 6. Nitrogênio potencialmente mineralizável obtido por meio de métodos de incubação aeróbia e anaeróbia e de difusão e quantidade acumulada de nitrogênio na parte aérea de plantas de milho em Argissolo Vermelho de textura média e de textura argilosa, em função de doses de lodo biológico de indústria de gelatina.

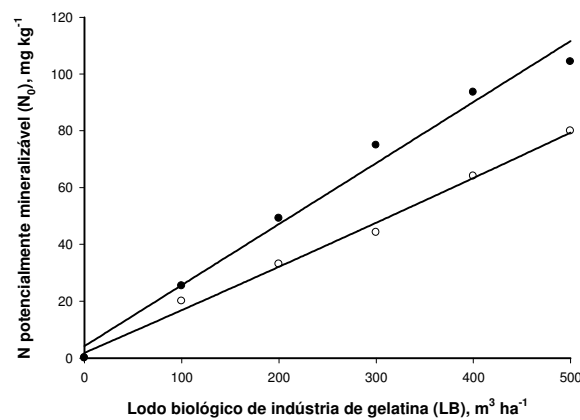
Textura do solo	Lodo biológico	Nitrogênio potencialmente mineralizável			Nitrogênio acumulado
		Aeróbia	Anaeróbia	Difusão	
	$m^3 ha^{-1}$	----- mg kg^{-1} -----			mg/coluna
Média	100	20,3	16,9	5,0	42
	200	33,0	23,6	0,4	111
	300	44,0	30,4	9,6	73
	400	64,3	38,6	15,6	104
	500	80,0	45,9	17,6	176
	Média	48,3	31,1	9,7	96
Argilosa	100	25,3	12,1	10,0	53
	200	49,0	23,8	5,4	83
	300	75,3	25,8	2,6	121
	400	93,3	35,8	5,0	157
	500	104,3	67,8	5,6	203
	Média	69,4	33,0	5,7	123
Teste F					
Textura do solo (TS)		515,33**	0,32 ^{ns}	1,18 ^{ns}	4,61*
Lodo biológico (LB)		721,34**	17,23**	0,72 ^{ns}	20,38**
TS x LB		27,70**	2,13 ^{ns}	1,07 ^{ns}	1,95 ^{ns}
C.V. (%)		4,33	29,63	128,80	25,28

^{ns}, ** e *: Não significativo; significativo a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente.

O N_0 determinado pelo método de incubação aeróbia aumentou com as doses de lodo biológico e houve ajuste aos modelos de regressão linear e quadrática, para os solos de textura média e argilosa, respectivamente (Figura 8a). No método de incubação anaeróbia, os valores de N_0 aumentaram com as doses de lodo biológico e, em ambos os solos, houve ajuste ao modelo de regressão linear (Figura 8b). Os valores de N_0 determinados pelo método da difusão variaram de 0,4 a 17,6 mg kg⁻¹ de N e em ambos os solos não foi observado ajuste a nenhum modelo matemático (Tabela 6).

8a

- Textura média $N_0 = 0,1551LB + 1,49$ ($R^2 = 0,9926^{**}$)
- Textura argilosa $N_0 = -0,000168LB^2 + 0,2991LB - 1,44$ ($R^2 = 0,9973^{**}$)



8b

- Textura média $N_0 = 0,0861LB + 4,38$ ($R^2 = 0,9694^{**}$)
- Textura argilosa $N_0 = 0,1178LB - 1,91$ ($R^2 = 0,8973^{**}$)

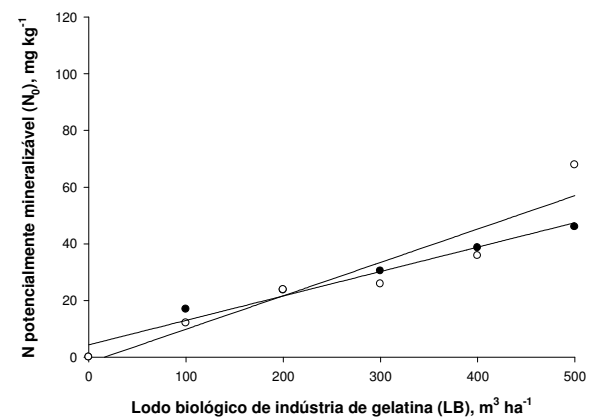


Figura 8. Nitrogênio potencialmente mineralizável (N_0) determinado por incubação aeróbia (8a) e anaeróbia (8b), em função da aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina (LB) em Argissolo Vermelho de textura média e de textura argilosa.

** : Significativo a 1% de probabilidade.

Os valores de N_0 obtidos por meio de incubação aeróbia e anaeróbia correlacionaram-se ($r = 0,844^{**}$, Tabela 7). BOEIRA & MAXIMILIANO (2004) encontraram correlação ($r = 0,84^{**}$) entre o N_0 obtido por métodos de incubação aeróbia e anaeróbia de um Latossolo Vermelho distroférico que recebeu lodo de esgoto. KLIESE et al. (2005a), comparando o nitrogênio mineralizado de solos que receberam lodo de lagoa de dejetos de suínos por meio de incubação aeróbia e anaeróbia,

também verificaram correlação entre os métodos. A incubação anaeróbia (40°C por sete dias) foi utilizada como referência para comparar métodos químicos para determinar o N_0 de solos calcários que receberam composto de lixo urbano e esterco de ovinos (SAFARZADEH et al., 2010).

Tabela 7. Coeficientes de correlação linear entre nitrogênio potencialmente mineralizável obtido por meio de métodos de incubação aeróbia e anaeróbia e de difusão e a quantidade acumulada de nitrogênio na parte aérea de plantas de milho.

	Aeróbio	Anaeróbio	Difusão	QAN
Aeróbio	-	0,844**	0,129 ^{ns}	0,917**
Anaeróbio		-	0,256 ^{ns}	0,878**
Difusão			-	0,097 ^{ns}
QAN ¹				-

¹ QAN: quantidade acumulada de nitrogênio na parte aérea de plantas de milho.

^{ns} e **: Não significativo e significativo a 1% de probabilidade, respectivamente.

O N_0 obtido por meio de incubação aeróbia de longa duração foi correlacionado à quantidade acumulada de N na parte aérea de milho ($r = 0,916^{**}$, Tabela 7). Correlações entre quantidade acumulada de nitrogênio nas plantas e o N_0 obtido por meio de incubação aeróbia (CAMARGO et al., 1997; YAGI et al., 2009) e anaeróbia (SAHRAWAT, 1983; RHODEN, et al., 2006) são frequentemente encontradas; no entanto, esses estudos são baseados na mineralização do nitrogênio nativo do solo, sem a aplicação de resíduos orgânicos aos solos. Coeficientes de correlação de 0,96 e 0,89 entre o N_0 de seis resíduos orgânicos obtidos por incubação aeróbia e a quantidade absorvida de nitrogênio por plantas de azevém (*Lolium perenne* L.) e trigo (*Triticum aestivum* L.), respectivamente, foram encontrados por CORDOVIL et al. (2007a). KUHNEN (2010) também obteve alta correlação entre a quantidade absorvida de nitrogênio por plantas de milho e o N_0 obtido por incubação aeróbia de solos que receberam soro ácido de leite.

O N_0 obtido por incubação anaeróbia correlacionou-se à quantidade acumulada de nitrogênio na parte aérea de plantas de milho ($r = 0,878^{**}$, Tabela 7). Por outro lado, MOTAVALLI et al. (1989) não encontraram correlação entre a quantidade acumulada de

nitrogênio na parte aérea de milho e nitrogênio obtido por incubação anaeróbia ou extração em autoclave com solução de CaCl_2 de amostras de solos que receberam dejetos líquidos de bovino. Analisando substratos orgânicos agrícolas, SMITH et al. (2001) não verificaram correlação entre o N_0 obtido por incubação anaeróbia (40°C por 21 dias) e quantidade absorvida de nitrogênio por plantas de azevém. O N_0 determinado por meio de incubação anaeróbia de solos que receberam lodo de lagoa de dejetos de suínos apresentou baixa correlação com a quantidade absorvida de nitrogênio por plantas de sorgo (*Sorghum bicolor*) e trigo (KLIESE et al., 2005b).

Com o aumento das doses de lodo biológico, não houve uma tendência de aumento no N_0 obtido pelo método da difusão, apesar do aumento na quantidade acumulada de nitrogênio na parte aérea do milho (Figura 9), indicando a baixa sensibilidade desse método para a determinação do N_0 do lodo biológico.

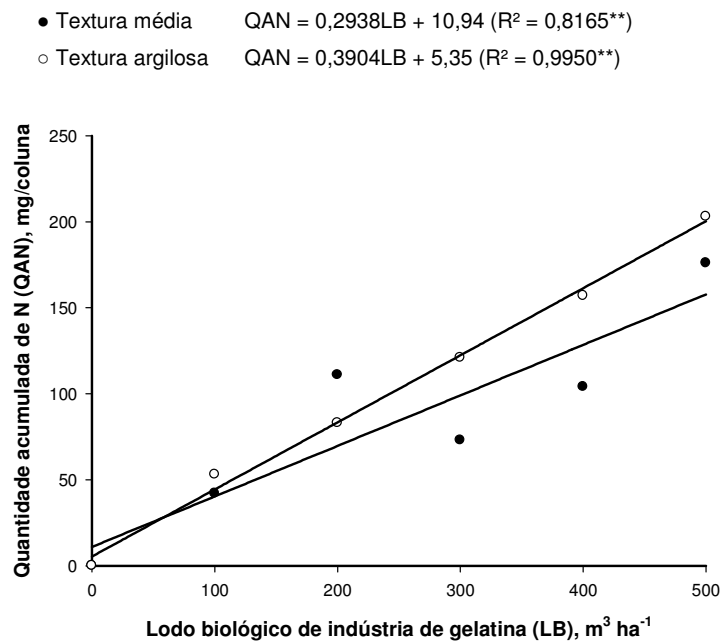


Figura 9. Quantidade acumulada de nitrogênio na parte aérea de plantas de milho em Argissolo Vermelho de textura média e de textura argilosa, em função da aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina (LB).

** : Significativo a 1% de probabilidade.

4.2 Experimentos em casa de vegetação

4.2.1 Índice de eficiência agrônômica e equivalência do lodo biológico ao adubo-padrão

Houve aumento da produção de matéria seca e da quantidade acumulada de nitrogênio na parte aérea de plantas de milho com o aumento da quantidade de nitrogênio aplicada na forma de NH_4NO_3 (Tabela 8). A produção de matéria seca de milho ajustou-se ao modelo matemático de segundo grau (Figura 10). A quantidade acumulada de nitrogênio na parte aérea de plantas de milho aumentou linearmente com doses de nitrogênio na forma de NH_4NO_3 (Figuras 11).

Tabela 8. Produção de matéria seca e quantidade acumulada de nitrogênio na parte aérea de milho em Argissolo Vermelho de textura média, em função da aplicação de nitrogênio na forma de NH_4NO_3 e de lodo biológico.

N, mg dm^{-3}	Matéria seca g por vaso	Quantidade acumulada de nitrogênio mg por vaso
NH_4NO_3		
0	41,2 b	229 b
50	57,3 b	384 b
100	69,2 a	551 a
200	96,6 b	929 b
300	110,1 b	1345 b
400	123,1 b	1672 b
Lodo biológico		
109 ¹	75,5 a	488 a
Teste F		
Fontes (F)	264,59**	1061,31**
C.V. (%)	4,41	4,13

¹ Dose equivalente à aplicação de 218 kg ha^{-1} de N-total.

** : Significativo a 1% de probabilidade.

Média seguida de mesma letra do tratamento com lodo biológico, na coluna, não difere deste pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade.

A aplicação de 180 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de lodo biológico, dose equivalente ao fornecimento de 109 mg dm^{-3} de N-total (85 mg dm^{-3} de N-disponível), proporcionou a produção de matéria seca semelhante à dose de 100 mg dm^{-3} de N na forma de NH_4NO_3 (Tabela 8).

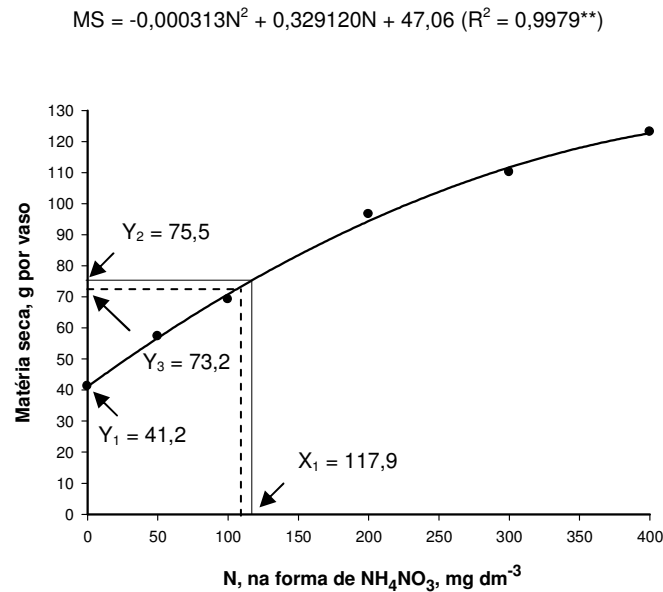


Figura 10. Produção de matéria seca da parte aérea de milho, em função da aplicação de nitrogênio na forma de NH_4NO_3 e de lodo biológico de indústria de gelatina em Argissolo Vermelho de textura média.

X_1 ($117,9\ mg\ dm^{-3}$) e X_2 ($109\ mg\ dm^{-3}$) correspondem a, respectivamente: dose do nutriente do adubo padrão (NH_4NO_3) para obter uma produção Y_2 e dose do nutriente do adubo testado (lodo biológico) necessária para obter a mesma produção Y_2 .

Y_1 ($41,2\ g\ por\ vaso$), Y_2 ($75,5\ g\ por\ vaso$) e Y_3 ($73,2\ g\ por\ vaso$) correspondem a, respectivamente: produção obtida pela parcela sem N; produção obtida pelo emprego do adubo testado (lodo biológico) na dose X_2 e produção com a mesma dose X_2 de N, empregando o adubo padrão (NH_4NO_3).

Diversos autores avaliaram o potencial de fornecimento de nitrogênio por fontes orgânicas e compararam-nas com fontes nitrogenadas sintéticas. ADELI & VARCO (2001) verificaram que a aplicação da mesma quantidade de nitrogênio na forma de efluente de lagoa anaeróbia de dejetos de suínos ou de NH_4NO_3 não resultou em diferença na produção de matéria seca de capim-bermuda (*Cynodon dactylon* L.) e de *Sorghum halepense* L. A aplicação de $560\ kg\ ha^{-1}$ de N na forma de efluente de lagoa de dejetos de suínos ou de NH_4NO_3 não diferiu na produção de matéria seca de capim-bermuda (LIU et al., 1997). SHI et al. (2004) não observaram diferenças na produção de milho para silagem com a aplicação de sulfato de amônio ($200\ kg\ ha^{-1}$ de N) e efluentes de lagoa anaeróbia de dejetos de bovinos ($130\ kg\ ha^{-1}$ de N-total e $117\ kg\ ha^{-1}$ de N-disponível). A aplicação de quantidades similares de N-disponível (1/3 do teor de N-total) na forma de esterco líquido de bovinos ou de suínos, fertilizantes

inorgânicos ou a combinação das fontes também não resultaram em aumento na produção de matéria seca de milho para silagem (ZEBARTH et al., 1996). IYYEMPERUMAL et al. (2008) também não encontraram diferenças na produção de forrageiras utilizadas para silagem (capim-bermuda e *Festuca arundinaceae* Schreb.) com a aplicação de até 600 kg ha⁻¹ de N na forma de efluentes de lagoa de suínos (N-disponível equivalente a 60% do N-total do resíduo) ou de NH₄NO₃.

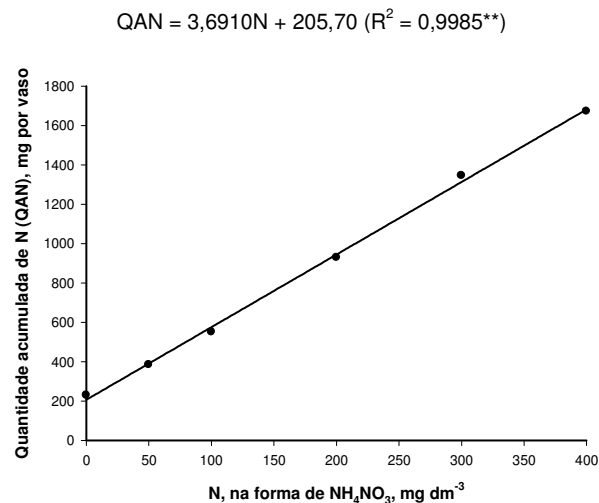


Figura 11. Quantidade acumulada de nitrogênio (QAN) na parte aérea de milho, em função da aplicação de N na forma de NH₄NO₃.

** : Significativo a 1% de probabilidade.

Com a aplicação de 180 m³ ha⁻¹ de lodo de gelatina, dose equivalente a 109 mg dm⁻³ de N-total, foi obtida produção de 75,5 g por vaso de matéria seca de milho, semelhante à aplicação de 100 mg dm⁻³ de NH₄NO₃ (Tabela 8). CORDOVIL et al. (2001) verificaram que a aplicação de 250 mg kg⁻¹ de N na forma de esterco de aves ou de farinha de chifres proporcionou produção de matéria seca de azevém semelhante à aplicação de 62,5 mg kg⁻¹ de N na forma de NH₄NO₃. A diferença nos resultados obtidos com lodo biológico e com os resíduos utilizados por CORDOVIL et al. (2001) pode ser explicada pela fração de mineralização do nitrogênio orgânico. Cerca de 84% do N-orgânico adicionado na forma de lodo biológico foram mineralizados em 126 dias de incubação (Tabela 5), enquanto CORDOVIL et al. (2001) obtiveram valores de 40,2 e 31,8% para o esterco de aves e farinha de chifres, respectivamente, em 138 dias de incubação.

Dessa forma, o lodo biológico disponibilizou duas vezes mais nitrogênio às plantas que o esterco de aves ou a farinha de chifres, em um período de tempo semelhante.

A capacidade de fornecimento de nutrientes pelo lodo biológico para o milho pode ser verificada pela quantidade acumulada de nitrogênio na parte aérea da planta (Tabela 8). Plantas de milho que foram adubadas com lodo biológico acumularam quantidade de nitrogênio na parte aérea semelhantes às plantas que receberam 100 mg dm^{-3} de N na forma de NH_4NO_3 . Esse aumento linear na quantidade acumulada de nitrogênio deve-se tanto ao aumento da matéria seca como da concentração desse nutriente na parte aérea (ADELI & VARCO, 2001). GIACOMINI & AITA (2008) observaram que, na aplicação de 140 kg ha^{-1} de N-total na forma de cama sobreposta de dejetos de suínos e de dejetos líquidos de suínos, a quantidade acumulada de nitrogênio na parte aérea de milho foi 57 e 78%, respectivamente, daquela obtida no tratamento com aplicação da mesma quantidade de N na forma de ureia.

O índice de eficiência agrônômica (IEA), calculado conforme GOEDERT et al. (1986), citados por RAIJ (1991), baseia-se na produção de matéria seca das plantas não adubadas, das com o fertilizante testado (lodo biológico) e das com o fertilizante-padrão (NH_4NO_3). O IEA foi de 107%, indicando que, para uma mesma dose de nitrogênio aplicada, o lodo biológico foi 7% mais eficiente que o NH_4NO_3 no fornecimento desse nutriente para as plantas de milho e, como consequência, na produção de matéria seca. A disponibilidade de nitrogênio para as plantas de milho pode ser explicada pela rápida mineralização do lodo biológico no solo devido à sua relação C/N baixa (2,7, Tabela 3), conforme mencionado no item 4.1.1. LEMAINSKI & SILVA (2006) verificaram que o bio sólido foi, na média de dois cultivos, 21% mais eficiente que os fertilizantes minerais para a produção de grãos de milho.

Com base na produção de matéria seca com a aplicação do lodo biológico (de 75,5 g por vaso, Tabela 8), obteve-se, por meio da equação de regressão (Figura 10), a quantidade necessária de 117,9 mg dm^{-3} de NH_4NO_3 para a obtenção da mesma produção de matéria seca. Dessa forma, o equivalente em NH_4NO_3 (EqNH_4NO_3), que determina a relação entre as doses de nitrogênio na forma de NH_4NO_3 e de lodo biológico foi de 108%.

Apesar da calagem e das adubações com K, P, S e micronutrientes terem sido feitas em todos os tratamentos, para as plantas que receberam lodo biológico, deve-se considerar a presença de outros elementos neste resíduo, que podem ter contribuído para o desenvolvimento das plantas de milho. Na dose equivalente a $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, além do nitrogênio, foram aplicados 7,7; 2,2; 154,1; 2,8 e 2,3 mg dm^{-3} de P, K, Ca, Mg e S, respectivamente. Além disso, foram adicionados 50,8 mg dm^{-3} de Na e apesar de não ser nutriente de plantas, aparentemente não influenciou no desenvolvimento das plantas de milho.

4.2.2 Produção de matéria seca de milho e lixiviação de nitrato e sódio em solos tratados com lodo biológico de indústria de gelatina

A aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina promoveu aumento na produção de matéria seca de milho (Tabela 9) devido ao fornecimento de nitrogênio e outros nutrientes para as plantas. A quantidade adicionada de nitrogênio variou de 37,6 a 188 mg dm^{-3} de N, com as doses de 100 a 500 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de lodo biológico, respectivamente. Na maior dose de lodo biológico (500 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$), foram aplicadas quantidades de P, K, Ca, Mg e S equivalentes a 12,5; 5,1; 247,2; 9,0 e 6,2 mg dm^{-3} , respectivamente.

O efeito do lodo biológico na produção de matéria seca da parte aérea do milho foi dependente do tipo do solo, com ajuste da variável ao modelo matemático linear e quadrático para os solos de textura média e argilosa, respectivamente (Figura 12). Em ambos os solos, não foi possível estimar a dose que proporcionaria a máxima produção de matéria seca da parte aérea de milho.

A quantidade acumulada de nitrogênio na parte aérea de milho foi influenciada tanto pelas doses de lodo biológico quanto pelo tipo de solo (Tabela 9). Houve aumento no acúmulo de nitrogênio na parte aérea da planta com o aumento da quantidade fornecida de nitrogênio por meio das doses de lodo biológico. Em ambos os solos, a quantidade acumulada de nitrogênio na parte aérea ajustou-se ao modelo de regressão linear (Figura 13a).

Tabela 9. Produção de matéria seca (MS), quantidade acumulada e recuperação aparente de nitrogênio e sódio na parte aérea de milho, em função da aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina (LB) em Argissolo Vermelho de textura média e textura argilosa.

Textura do solo	Lodo biológico	MS	Quantidade acumulada		Recuperação aparente	
			N	Na	N	Na
	m ³ ha ⁻¹	g/coluna	mg/coluna		%	
Média	0	64,3	748	36	-	-
	100	57,7	790	37	31	1
	200	75,5	858	47	40	5
	300	70,0	820	50	18	5
	400	75,3	852	54	19	4
	500	79,9	924	65	26	5
	Média		70,5	832	48	27
Argilosa	0	23,9	253	19	-	-
	100	38,2	306	29	39	8
	200	38,1	336	30	30	5
	300	45,2	373	34	29	5
	400	47,6	410	39	29	5
	500	51,3	456	42	30	4
	Média		40,7	356	32	31
Teste F						
Textura do solo (TS)		544,23**	3065,28**	168,24**	2,37 ^{ns}	12,79**
Lodo biológico (LB)		27,12**	38,65**	37,76**	2,90*	0,79 ^{ns}
TS x LB		6,29**	2,09 ^{ns}	2,12 ^{ns}	1,68 ^{ns}	16,74**
C.V. (%)		6,88	4,35	9,47	28,43	22,25

^{ns}, ** e *: Não significativo; significativo a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente.

Na ausência da aplicação do lodo biológico, foram acumulados na parte aérea do milho 748 e 253 mg/coluna de N (Tabela 9), para os solos de textura média e argilosa, respectivamente, indicando a contribuição da mineralização da matéria orgânica nativa desses solos na nutrição das plantas. O maior acúmulo de nitrogênio na parte aérea das plantas que se desenvolveram no solo de textura média, pode ser explicado pelo maior teor de matéria orgânica (39 g dm⁻³, Tabela 1) em comparação ao solo de textura argilosa (23 g dm⁻³, Tabela 1).

- Textura média $MS = 0,0357LB + 61,52$ ($R^2 = 0,6619^{**}$)
- Textura argilosa $MS = -0,000077LB^2 + 0,0879LB + 25,82$ ($R^2 = 0,9386^{**}$)

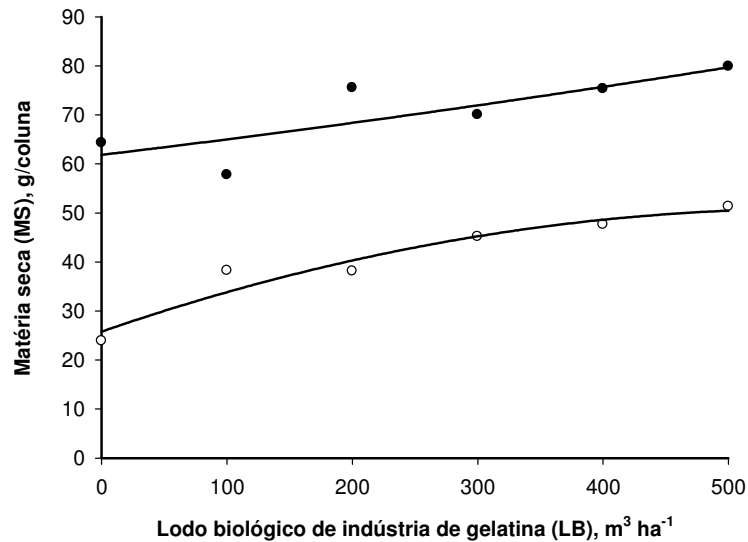
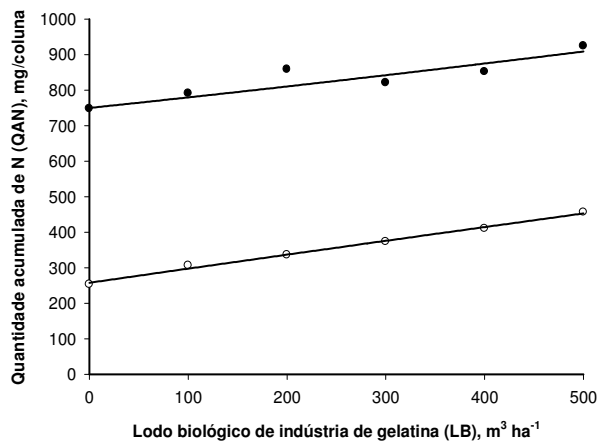


Figura 12. Produção de matéria seca de plantas de milho (MS), em função da aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina (LB) em Argissolo Vermelho de textura média e de textura argilosa.

** : Significativo a 1% de probabilidade.

13a

- Textura média $QAN = 0,2937LB + 758,57$ ($R^2 = 0,8156^{**}$)
- Textura argilosa $QAN = 0,3901LB + 257,92$ ($R^2 = 0,9951^{**}$)



13b

- Textura média $QNa = 0,0565LB + 34,11$ ($R^2 = 0,9386^{**}$)
- Textura argilosa $QNa = 0,0448LB + 20,65$ ($R^2 = 0,9708^{**}$)

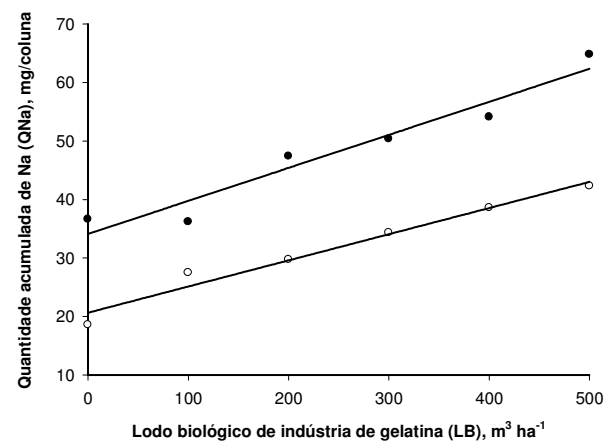


Figura 13. Quantidade acumulada de nitrogênio (QAN, 13a) e de sódio (QNa, 13b) na parte aérea de plantas de milho, em função da aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina em Argissolo Vermelho de textura média e de textura argilosa.

** : Significativo a 1% de probabilidade.

O lodo biológico apresentava $57,34 \text{ g kg}^{-1}$ de Na (base seca), e sua aplicação promoveu aumentos proporcionais na quantidade acumulada de sódio na parte aérea de plantas de milho (Tabela 9). Em ambos os solos, a quantidade acumulada de sódio na parte aérea ajustou-se ao modelo de regressão linear (Figura 13b).

A recuperação aparente do nitrogênio pela parte aérea do milho foi de 27 e 31% (Tabela 9), para os solos de textura média e argilosa, respectivamente. A recuperação aparente considera a extração de nitrogênio pelas plantas em função da quantidade aplicada e potencialmente reflete a proporção do nitrogênio que permaneceu ou foi perdida do solo (ADELI & VARCO, 2001). A aplicação do lodo biológico foi feita na superfície do solo e, por isso, possíveis perdas por volatilização da NH_3 e por desnitrificação não podem ser desconsideradas, o que justificaria a baixa recuperação aparente do nitrogênio pelas plantas de milho. Perdas por volatilização da NH_3 podem ocorrer devido à reação alcalina e ao alto teor de N-NH_4^+ dos efluentes aplicados na superfície do solo, e condições anaeróbias do solo, mesmo que temporariamente, poderiam induzir as perdas por desnitrificação (FEIGIN et al, 1981; SHI et al., 2004). A adição de formas de carbono facilmente decomponível pode aumentar a demanda biológica de oxigênio (DBO), resultando em condições localizadas de anaerobiose e perdas por desnitrificação (FEIGIN et al., 1981). LIU et al. (1997) observaram que a aplicação anual de 560; 1.120 e 2.240 kg ha^{-1} de N na forma de efluentes de lagoa anaeróbia de suínos, em experimento a campo, resultou em recuperação aparente do nitrogênio pelo capim-bermuda e azevém anual (*Lolium multiflorum* Lam.) de 31; 22 e 13%, respectivamente. Segundo esses autores, a baixa recuperação do nitrogênio aplicado foi atribuída às perdas por lixiviação do nitrato e por desnitrificação com a aplicação superficial do efluente de lagoa anaeróbia de suínos. MOTAVALLI et al. (1989) verificaram que plantas de milho recuperaram de 15 a 19% do N aplicado na forma de dejetos líquidos de bovinos, enquanto ZEBARTH et al. (1996) verificaram que plantas de milho para silagem recuperaram de 14 a 20% do N aplicado na forma de dejetos líquidos de suínos ou de bovinos. GIACOMINI & AITA (2008) verificaram que plantas de milho recuperaram 10,9 e 22,1% do N aplicado na forma de cama sobreposta de dejetos de suínos e de dejetos líquidos de suínos, respectivamente. Os

autores atribuíram a baixa recuperação do N aplicado pelas plantas de milho às perdas de N por lixiviação, desnitrificação e escoamento superficial, sendo que, neste último, foi devido à chuva de 40 mm que ocorreu quatro horas após a aplicação dos resíduos orgânicos na superfície do solo. Por outro lado, GUNNARSSON et al. (2010) verificaram que plantas de azevém recuperaram, em quatro cortes da parte aérea + raízes e em condições de casa de vegetação, 110 e 98% do nitrogênio aplicado na forma de efluente de biodigestor e fertilizante mineral, respectivamente. Entretanto, esses autores ressaltaram que a dose do efluente foi baseada somente no teor de N-amoniaco do resíduo, e a recuperação do nitrogênio superior a 100% indicou que parte do N-orgânico do efluente foi mineralizado e absorvido pelas plantas.

Com relação ao sódio, a recuperação aparente pela parte aérea do milho foi baixa, de 4 e 5% do sódio aplicado, nos solos de textura média e argilosa, respectivamente (Tabela 9). BURNS et al. (1985) observaram que a aplicação média de 185; 366 e 730 kg ha⁻¹ de sódio, via efluentes de lagoa de dejetos de suínos por seis anos consecutivos, resultou em recuperação pelo capim-bermuda de 1,8; 1,3 e 0,7% do sódio aplicado, respectivamente. A baixa recuperação do sódio pelas plantas de milho pode ser explicada pelo fato de que a quantidade acumulada desse elemento nas raízes não foi determinada e, de acordo com MANSOUR et al. (2005), plantas que se desenvolvem em condições de alta disponibilidade de sódio acumulam maior quantidade desse elemento nas raízes do que na parte aérea. Em experimento com solução nutritiva com até 100 mmol L⁻¹ de NaCl, AZEVEDO NETO & TABOSA (2000) observaram que a concentração de sódio foi maior nas raízes, seguido do colmo e bainha, respectivamente, 1,8; 2,8 e 2,1 vezes maior que a concentração de sódio no limbo de plantas de milho. BASTÍAS et al. (2004) verificaram que plantas de milho que cresceram em solução nutritiva, com 430 mmol L⁻¹ de NaCl, apresentavam 4 e 1% de sódio nas raízes e nas folhas, respectivamente. EKER et al. (2006), em experimento com solução nutritiva contendo 250 mmol L⁻¹ de NaCl, observaram concentração média de 34 e 65 g kg⁻¹ de sódio na parte aérea e raízes, respectivamente, em 19 híbridos de milho.

As quantidades de N-NH_4^+ no lixiviado foram baixas, com valores variando de 0,4 a 2,4 mg/coluna (Tabela 10). Cerca de 20% do N-total do lodo biológico encontram-se na forma amoniacal (Tabela 3), e essa forma é rapidamente convertida a nítrica pelos micro-organismos autotróficos.

Tabela 10. Quantidades de N-NH_4^+ , N-NO_3^- e de Na^+ no lixiviado coletado após cultivo de milho, em função da aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina (LB) em Argissolo Vermelho de textura média e de textura argilosa.

Textura do solo	LB	N-NH_4^+	N-NO_3^-	Na^+
	$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$	----- mg/coluna -----		
Média	0	0,4 ¹	1,2 ¹	0,9 ¹
	100	1,0	27,7	2,3
	200	0,8	8,6	1,4
	300	2,4	39,6	2,2
	400	2,0	23,7	1,7
	500	1,5	20,0	2,4
	Média	1,4	20,2	1,8
Argilosa	0	0,6	0,7	1,9
	100	0,4	0,6	1,0
	200	0,4	0,7	1,0
	300	1,1	0,7	0,8
	400	0,7	0,5	1,1
	500	0,8	0,7	2,4
	Média	0,6	0,7	1,4
Teste F				
Textura do solo (TS)		9,12**	97,52**	5,28*
Lodo biológico (LB)		3,01*	4,41**	2,78*
TS x LB		0,93 ^{ns}	4,47**	3,72*
C.V. (%)		5,99	15,45	4,60

^{ns}; ** e *: não significativo; significativo a 1 e 5% de probabilidade.

¹ Dados transformados em $\log_{10}(x + 5)$.

As quantidades de N-NO_3^- no lixiviado de solo foram influenciadas pelas doses de lodo biológico e pela textura do solo, sendo que o solo de textura média apresentou teores de N-NO_3^- aproximadamente 30 vezes maiores que no de textura argilosa (Tabela 10). A detecção do N-NO_3^- pode ser explicada pelo fato de que esse ânion não

é adsorvido às cargas negativas do solo e, dessa forma, permanece na solução do solo, podendo ser absorvido pelas plantas ou ficar sujeito à lixiviação.

Comparado aos outros cátions, o sódio possui baixa afinidade no complexo de troca do solo, permanecendo principalmente na solução do solo e pode ser facilmente lixiviado (LEAL et al., 2009). Apesar da quantidade de sódio adicionada por meio do lodo biológico (até 500 mg/coluna de sódio na dose de 500 m³ ha⁻¹), os teores deste elemento no lixiviado de solo variaram de 0,8 a 2,4 mg/coluna (Tabela 10). Considerando a quantidade acumulada de sódio na parte aérea das plantas que receberam 500 m³ ha⁻¹ e subtraindo a quantidade acumulada das que não receberam (testemunha), o balanço foi de 28,2 e 23,7 mg/coluna, para os solos de textura média e argilosa, respectivamente. Essa quantidade acumulada é baixa considerando a quantidade aplicada de sódio na forma de lodo biológico. Conforme discutido anteriormente, plantas submetidas às condições de salinidade acumulam maior quantidade de sódio nas raízes em detrimento da parte aérea. No presente experimento, as raízes não foram avaliadas e, por isso, não foi possível quantificar o acúmulo de sódio nessa parte da planta de milho.

4.3 Experimentos a campo

4.3.1 Combinação de fontes de nitrogênio na produtividade de milho safrinha

A aplicação exclusiva ou combinada das fontes de nitrogênio (50 kg ha⁻¹, na forma de lodo biológico de indústria de gelatina e NH₄NO₃) não influenciou na concentração de macronutrientes nas folhas de diagnóstico do estado nutricional do milho safrinha (Tabela 11). De acordo com CANTARELLA et al. (1996), a faixa considerada adequada de N, P, K, Ca, Mg e S é de 27 a 35; 2,0 a 4,0; 17 a 35; 2,5 a 8,0; 1,5 a 5,0 e 1,5 a 3,0 g kg⁻¹, respectivamente. Com exceção do K, a concentração dos demais macronutrientes, em todos os tratamentos, encontra-se dentro dessas faixas consideradas adequadas.

Tabela 11. Concentração de macronutrientes nas folhas diagnósticas de milho safrinha em função da combinação de nitrogênio na forma de NH_4NO_3 e/ou de lodo biológico de indústria de gelatina, em Argissolo Vermelho de textura média.

Tratamentos ¹	N	P	K	Ca	Mg	S
	----- g kg ⁻¹ -----					
Testemunha	28,0	2,2	14,6	3,0	1,5	2,3
100% M	30,4	2,5	15,4	3,0	1,7	2,5
75% M + 25% L	30,2	2,4	15,6	2,9	1,6	2,4
50% M + 50% L	30,3	2,4	14,4	3,1	1,6	2,4
25% M + 75% L	29,3	2,3	14,8	3,1	1,6	2,3
100% L	30,9	2,4	15,3	3,2	1,6	2,4
125% L	30,6	2,3	14,4	3,1	1,6	2,5

	Teste F					
Tratamentos	2,17 ^{ns}	1,29 ^{ns}	0,82 ^{ns}	0,29 ^{ns}	0,89 ^{ns}	0,81 ^{ns}
Blocos	5,69 ^{**}	6,10 ^{**}	0,68 ^{ns}	2,88 ^{ns}	19,62 ^{**}	3,62 [*]
C.V. (%)	4,47	6,20	7,48	11,89	6,90	7,86

¹ 100% M: 50 kg ha⁻¹ de N na forma de NH_4NO_3 ; 75% M + 25% L: 37,5 kg ha⁻¹ de N na forma de NH_4NO_3 + 12,1 kg ha⁻¹ de N na forma de lodo biológico; 50% M + 50% L: 25 kg ha⁻¹ de N na forma de NH_4NO_3 + 24,3 kg ha⁻¹ de N na forma de lodo biológico; 25% M + 75% L: 12,5 kg ha⁻¹ de N na forma de NH_4NO_3 + 36,4 kg ha⁻¹ de N na forma de lodo biológico; 100% L: 48,5 kg ha⁻¹ de N na forma de lodo biológico; 125% L: 60,6 kg ha⁻¹ de N na forma de lodo biológico.

^{ns}, ^{**} e ^{*}: Não significativo; significativo a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente.

Em relação ao tratamento-testemunha, a adubação nitrogenada proporcionou aumento médio de 55% na produtividade de grãos de milho safrinha (Tabela 12).

Não houve diferença na produtividade de grãos de milho safrinha entre os tratamentos que receberam aplicação exclusiva de lodo biológico e a de NH_4NO_3 (Tabela 12), indicando potencial de utilização do resíduo da indústria de gelatina como fonte de nitrogênio para as plantas. MOTAVALLI et al. (1989), em experimentos conduzidos por dois anos e em três locais, não observaram diferenças na produção de grãos de milho e de silagem com a aplicação de 84; 168 e 252 kg ha⁻¹ de N na forma de dejetos líquidos de bovinos ou de fertilizantes minerais. BEAUCHAMP (1986) não encontrou diferença na produção de grãos de milho com a aplicação anual e, por três anos, de 100 kg ha⁻¹ de N na forma de dejetos líquidos de aves ou de ureia. Por outro lado, RANDALL et al. (2000) observaram que a aplicação de 154 a 224 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia resultou em aumento de 700 kg ha⁻¹ na produção de grãos de milho (média de quatro anos), quando comparada aos dejetos líquidos de bovinos.

Tabela 12. Produtividade de grãos de milho safrinha em função da combinação de nitrogênio na forma de NH_4NO_3 e/ou de lodo biológico de indústria de gelatina em Argissolo Vermelho de textura média.

Tratamentos ¹	Produtividade de grãos de milho safrinha
	kg ha ⁻¹
Testemunha	2.423 b
100% NH_4NO_3 (M)	3.832 a
75% M + 25% L	3.563 a
50% M + 50% L	3.709 a
25% M + 75% L	3.862 a
100% lodo biológico (L)	3.750 a
125% L	3.887 a
	Teste F
Tratamentos	8,71**
Blocos	10,73**
C.V. (%)	9,85

¹ 100% M: 50 kg ha⁻¹ de N na forma de NH_4NO_3 ; 75% M + 25% L: 37,5 kg ha⁻¹ de N na forma de NH_4NO_3 + 12,1 kg ha⁻¹ de N na forma de lodo biológico; 50% M + 50% L: 25 kg ha⁻¹ de N na forma de NH_4NO_3 + 24,3 kg ha⁻¹ de N na forma de lodo biológico; 25% M + 75% L: 12,5 kg ha⁻¹ de N na forma de NH_4NO_3 + 36,4 kg ha⁻¹ de N na forma de lodo biológico; 100% L: 48,5 kg ha⁻¹ de N na forma de lodo biológico; 125% L: 60,6 kg ha⁻¹ de N na forma de lodo biológico.

** : Significativo a 1% de probabilidade.

Média seguida de mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Neste experimento, independentemente da fonte de nitrogênio empregada, a produtividade média obtida com a dose recomendada por CANTARELLA et al. (1996), de 50 kg ha⁻¹ de N para milho safrinha, foi de 3.743 kg ha⁻¹ de grãos (Tabela 12), o que significa uma produtividade maior que a média nacional de 3.394 kg ha⁻¹ (AGRIANUAL, 2010).

4.3.2 Produtividade de milho safrinha em função de doses de lodo biológico de indústria de gelatina

A concentração de N, K, Ca, Mg e S nas folhas de milho safrinha não foi influenciada pelas doses de lodo biológico de indústria de gelatina e pela dose de

NH_4NO_3 (Tabela 13). Apesar do efeito significativo de tratamentos, a concentração de P nas folhas não se ajustou a nenhum modelo matemático. De acordo com CANTARELLA et al. (1996), a faixa considerada adequada de N, P, K, Ca, Mg e S é de 27 a 35; 2,0 a 4,0; 17 a 35; 2,5 a 8,0; 1,5 a 5,0 e 1,5 a 3,0 g kg^{-1} , respectivamente. A concentração de N, P, Ca e Mg encontra-se dentro das faixas consideradas adequadas. A concentração de K e de S encontra-se abaixo e acima da faixa considerada adequada, respectivamente. CASAGRANDE & FORNASIERI FILHO (2002) não encontraram efeitos de doses de até 90 kg ha^{-1} de N na concentração de N, P, K, Ca, Mg, S e Zn nas folhas de milho safrinha.

Tabela 13. Concentração de macronutrientes e de sódio nas folhas diagnósticas de milho safrinha em função da aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina e adubação nitrogenada recomendada em Argissolo Vermelho de textura média.

Tratamentos ¹	N	P	K	Ca	Mg	S
----- g kg^{-1} -----						
Testemunha	31,5	2,5	16,6	3,2	1,9	3,7
0,5 x TA	29,4	2,2	16,5	3,3	2,0	3,6
1,0 x TA	30,3	2,3	16,1	3,3	1,9	3,5
1,5 x TA	30,7	2,3	15,6	3,3	1,9	3,8
2,0 x TA	30,4	2,4	15,6	3,3	2,1	3,8
AM	30,5	2,3	16,9	3,5	2,1	3,6

Teste F						
Tratamentos	2,12 ^{ns}	3,51*	2,09 ^{ns}	0,58 ^{ns}	0,70 ^{ns}	0,28 ^{ns}
Blocos	3,58*	2,42 ^{ns}	4,04*	3,02 ^{ns}	4,41*	0,50 ^{ns}
C.V. (%)	3,12	3,70	4,50	7,90	9,95	12,56

¹ TA e AM: taxa de aplicação de 85,5 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ do lodo biológico, calculada conforme CETESB (1999a), e adubação mineral recomendada de 50 kg ha^{-1} de N na forma de NH_4NO_3 , conforme CANTARELLA et al. (1996), respectivamente. Na taxa de aplicação de 0,5; 1,0; 1,5 e 2,0 vezes, foram aplicados 24,3; 48,5; 72,8 e 97 kg ha^{-1} de N, respectivamente.

^{ns}, ** e *: Não significativo; significativo a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente.

O número de grãos por espiga foi influenciado positivamente pelas doses de lodo biológico, com ajuste ao modelo linear (Tabela 14 e Figura 14a). Nos tratamentos 0,5; 1,0; 1,5 e 2,0 vezes a taxa de aplicação do lodo biológico, foram aplicados 24,3; 48,5; 72,8 e 97 kg ha^{-1} de N. De acordo com BORTOLINI et al. (2001), o número de grãos por espiga é influenciado tanto pela dose do fertilizante nitrogenado quanto pela sua época

de aplicação. Por outro lado, CASAGRANDE & FORNASIERI FILHO (2002) não observaram efeitos de doses de até 90 kg ha^{-1} de N na forma de ureia, na produção de grãos, na massa de 1.000 grãos e no número total de grãos por espiga de dois híbridos de milho safrinha.

Tabela 14. Número de grãos por espiga e produtividade de grãos de milho safrinha em função da aplicação de doses de lodo biológico de indústria de gelatina Argissolo Vermelho de textura média.

Tratamentos ¹	Número de grãos por espiga	Produtividade de grãos de milho safrinha kg ha ⁻¹
Testemunha	232 a	2.317 a
0,5 x TA	294 a	2.481 a
1,0 x TA	352 a	3.740 a
1,5 x TA	321 a	3.403 a
2,0 x TA	382 a	4.127 b
AM	311 a	2.924 a
Teste F		
Tratamentos	6,43**	7,45**
Blocos	0,74 ^{ns}	2,15 ^{ns}
C.V. (%)	12,92	16,55

¹ TA e AM: taxa de aplicação de $85,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ do lodo biológico, calculada conforme CETESB (1999a), e adubação mineral recomendada de 50 kg ha^{-1} de N na forma de NH_4NO_3 , conforme CANTARELLA et al. (1996), respectivamente. Na taxa de aplicação de 0,5; 1,0; 1,5 e 2,0 vezes, foram aplicados 25; 50; 75 e 100 kg ha^{-1} de N, respectivamente.

^{ns} e **: Não significativo e significativo a 1% de probabilidade, respectivamente.

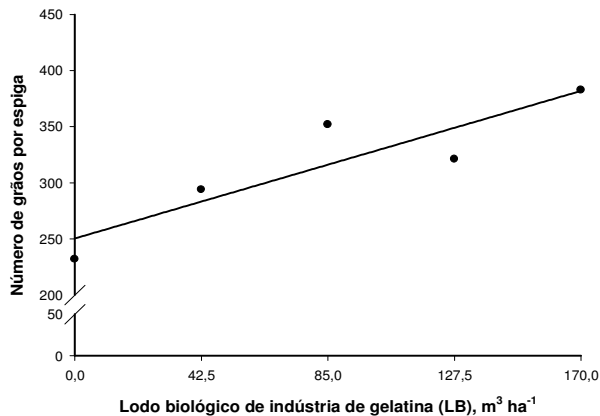
Média seguida de mesma letra do tratamento AM, na coluna, não difere deste pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade.

A aplicação do lodo biológico, na sua taxa de aplicação, aumentou em 61 e 28% na produtividade de grãos de milho safrinha, em relação ao tratamento-testemunha e a adubação mineral recomendada (AM), respectivamente (Tabela 14). MOTAVALLI et al. (1989) conduziram três experimentos e, em um dos experimentos, verificaram aumento de 16% na produção de grãos de milho com a aplicação de 91 kg ha^{-1} de N na forma de dejetos líquidos de bovinos, em relação à testemunha. Com a reaplicação dos tratamentos no ano seguinte, os autores observaram efeitos da aplicação do resíduo orgânico nos três experimentos, com aumentos de 17 a 29% na produção de grãos de

milho. LOECKE et al. (2004), em área anteriormente cultivada com soja, não encontraram diferenças entre a produção de grãos de milho com a aplicação de 110 kg ha⁻¹ de N na forma de dejetos frescos de suínos e de compostado de suínos, entretanto a média de produção de grãos de milho com a aplicação desses resíduos orgânicos (9,5 t ha⁻¹ de grãos) foi 17% maior que a testemunha (8,13 t ha⁻¹).

14a

$$NG = 0,7735LB + 250,40 \quad (R^2 = 0,8115^{**})$$



14b

$$\text{Produtividade (kg ha}^{-1}\text{)} = 10,6876LB + 2.305,50 \quad (R^2 = 0,8292^{**})$$

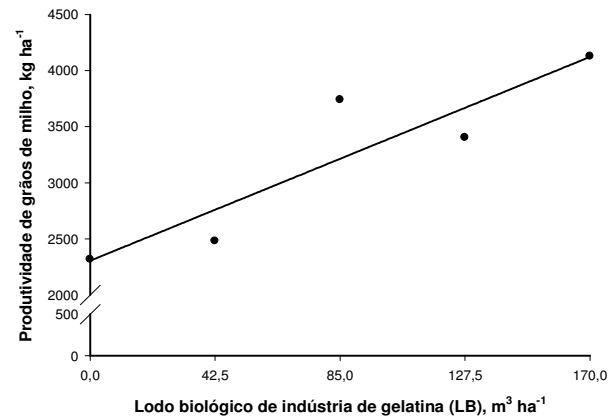


Figura 14. Número de grãos por espiga (14a) e produtividade de grãos de milho safrinha (14b) em função da aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina em Argissolo Vermelho de textura média.

As doses 0; 42,5; 85; 127,5 e 170 m³ ha⁻¹ equivalem a 0; 0,5; 1,0; 1,5 e 2,0 vezes a taxa de aplicação do lodo biológico de indústria de gelatina, respectivamente.

** : Significativo a 1% de probabilidade.

Considerando apenas o lodo biológico, a produtividade de grãos de milho safrinha aumentou linearmente com o aumento das doses do resíduo da indústria de gelatina (Figura 14b), não sendo possível estimar a dose que permitiria a máxima produtividade de grãos de milho safrinha. Em experimento com doses de biossólidos de até 216 t ha⁻¹ (base úmida) em um Latossolo Vermelho Distrófico argiloso, SILVA et al. (2002) observaram que a menor dose aplicada (54 t ha⁻¹) proporcionou produção média de 4.700 kg ha⁻¹ de grãos de milho. TRANNIN et al. (2005), em experimento com a aplicação, por dois anos, de doses de até 24 t ha⁻¹ de biossólido de indústria de fibras e resinas PET (base seca) a um Cambissolo Distrófico, verificaram que a produção

máxima média de grãos de milho de 9.992 kg ha^{-1} foi obtida com a dose média de $22,5 \text{ t ha}^{-1}$ do resíduo orgânico. Entretanto, os autores ressaltaram que a aplicação de 10 t ha^{-1} do resíduo orgânico, complementada com 100% do K e cerca de 70% do P, conforme a recomendação para a cultura, foi suficiente para obter a produção de grãos de milho semelhante à adubação mineral (400 kg ha^{-1} da fórmula 4-30-16 na semeadura e 135 e 80 kg ha^{-1} de N e K_2O , respectivamente, aplicados em cobertura). LEMAINSKI & SILVA (2006) observaram que a aplicação de 30 e 45 t ha^{-1} de biossólido (base úmida) a um Latossolo Vermelho Distrófico argiloso resultou na produção de 7.409 e 7.380 kg ha^{-1} de grãos de milho, respectivamente. Os autores observaram ainda efeito residual da aplicação de 30 e 45 t ha^{-1} de biossólido, com produção de 5.702 e 5.882 kg ha^{-1} de grãos de milho, respectivamente.

O valor de pH e os teores de N-NH_4^+ , N-NO_3^- e de cátions trocáveis (K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+}), nas amostras de Argissolo Vermelho coletadas após a colheita do milho, não foram influenciados pelos tratamentos (Tabela 15). A aplicação e a incorporação do calcário agrícola contendo cálcio e magnésio, e a adubação potássica aplicada na superfície do solo e na linha de plantas de milho explicam os maiores valores de pH e de teores de K^+ , Ca^{2+} e de Mg^{2+} na camada de 0 a 20 cm do solo em relação às demais profundidades. A ausência de efeitos da aplicação de lodo biológico em relação ao tratamento-testemunha pode ser explicada pela baixa concentração total de K, Ca e Mg no resíduo orgânico. Na maior dose do lodo biológico ($2,0$ vezes a taxa de aplicação ou $170 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), foram adicionados $2,3$; $105,0$ e $2,1 \text{ kg ha}^{-1}$ de K, Ca e Mg, respectivamente, o que representaria aumento teórico inferior a $0,01 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de K^+ e de Mg^{2+} , e de $2,6 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Ca^{2+} na camada de 0 a 20 cm do solo.

Os teores de N-NO_3^- na camada de 0 a 20 cm variaram de $56,9$ a $77,7 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 15). O acúmulo de N-NO_3^- nesta camada, após o cultivo do milho safrinha, está relacionado não só a baixa precipitação que ocorreu durante a condução do experimento (Figura 3), como também ao fato da irrigação com 120 mm de água no período ter sido parcelada (cerca de 20 mm por aplicação), o que não possibilitou lixiviação do N-NO_3^- .

Tabela 15. Atributos químicos de Argissolo Vermelho de textura média após o cultivo de milho safrinha, em função da aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina e adubação nitrogenada mineral e da profundidade de amostragem do solo.

Profundidades	Tratamentos ¹	pH CaCl ₂	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
----- cm -----			----- mg kg ⁻¹ -----		----- mmol _c dm ⁻³ -----		
0-20	Testemunha	5,7	6,6	56,9	1,5	30	11
	1,0 x TA	5,8	7,2	62,2	1,4	30	10
	2,0 x TA	5,9	7,2	77,7	1,4	34	11
	AM	5,9	7,6	72,1	1,5	31	11
	Média	5,8 A ²	7,2 A	67,2 A	1,5 A	31 A	11 A
20-40	Testemunha	4,8	6,0	29,0	1,0	15	4
	1,0 x TA	4,5	5,6	33,4	1,0	12	3
	2,0 x TA	4,6	7,8	40,5	1,0	11	3
	AM	4,5	6,1	29,9	1,0	10	3
	Média	4,6 B	6,3 AB	33,2 B	1,0 B	12 C	3 C
40-60	Testemunha	5,2	7,1	33,3	1,0	22	6
	1,0 x TA	4,8	7,6	31,1	0,9	17	5
	2,0 x TA	5,0	8,3	35,7	1,0	20	5
	AM	4,9	8,9	30,8	1,1	17	4
	Média	5,0 B	8,0 A	32,7 B	1,0 B	19 B	5 B
60-80	Testemunha	4,9	6,1	25,2	0,6	18	5
	1,0 x TA	4,5	5,8	18,8	0,6	12	5
	2,0 x TA	5,0	6,4	22,1	0,7	19	4
	AM	4,9	6,6	20,8	0,8	17	4
	Média	4,8 B	6,2 AB	21,7 C	0,7 C	16 BC	4 BC
80-100	Testemunha	5,0	3,5	14,3	0,6	16	5
	1,0 x TA	4,8	3,6	15,6	0,6	13	4
	2,0 x TA	5,1	5,2	16,7	0,6	16	4
	AM	5,1	5,9	18,5	0,5	15	4
	Média	5,0 B	4,6 B	16,3 C	0,5 C	15 BC	4 BC
Teste F							
Tratamentos (T)		0,56 ^{ns}	0,89 ^{ns}	2,38 ^{ns}	0,36 ^{ns}	0,91 ^{ns}	0,89 ^{ns}
Profundidades (P)		19,49 ^{**}	7,94 ^{**}	87,59 ^{**}	51,8 ^{**}	42,51 ^{**}	107,48 ^{**}
Blocos		1,50 ^{ns}	1,16 ^{ns}	2,01 ^{ns}	18,8 ^{**}	1,10 ^{ns}	5,01 [*]
T x P		0,83 ^{ns}	0,40 ^{ns}	1,15 ^{ns}	0,38 ^{ns}	0,59 ^{ns}	0,41 ^{ns}
C.V. para tratamentos (%)		12,83	46,00	26,39	18,93	37,19	35,52
C.V. para profundidades (%)		7,12	27,95	24,35	21,08	24,26	20,20

¹ TA e AM: taxa de aplicação de 85,5 m³ ha⁻¹ do lodo biológico, calculada conforme CETESB (1999a), e adubação mineral recomendada de 50 kg ha⁻¹ de N na forma de NH₄NO₃, conforme CANTARELLA et al. (1996), respectivamente. Na taxa de aplicação de 1,0 e 2,0 vezes, foram aplicados 50 e 100 kg ha⁻¹ de N, respectivamente.

² Médias seguidas de mesma letra maiúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

^{ns}, ^{**} e ^{*}: Não significativo; significativo a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente.

Em experimentos conduzidos por dois anos agrícolas, com até 180 kg ha^{-1} de N na forma de ureia na cultura do trigo, BOARETTO et al. (2004) observaram que, em condições de irrigação controlada, a perda de N por lixiviação em Latossolo Vermelho, mesmo com a aplicação das maiores doses, foi inferior a 1%. FERNANDES & LIBARDI (2009) verificaram aumento na lixiviação de N-NO_3^- em um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, a 80 cm de profundidade, com o aumento da dose de sulfato de amônio e da precipitação pluvial ocorrida durante dois cultivos de milho safrinha.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A produção mundial de gelatina é da ordem de 80.000 t por ano, e o Grupo Gelita é o maior produtor. No Brasil, a Gelita tem três unidades, sendo uma delas instalada em Mococa (SP). A unidade de Mococa processa 100 t de matéria-prima por dia, produzindo 14 t de gelatina, o que gera, como resíduos, 80 m³ de lodo primário e 600 m³ de lodo biológico. A destinação mais comum para lodos deste tipo é o solo, o que pode trazer consequências para o meio ambiente e, por isso, atualmente, sujeita a legislação específica. No Estado de São Paulo, o monitoramento do uso de lodos urbanos e industriais foi disciplinado pela Norma Técnica P4.230 da CETESB (CETESB, 1999a). Mais recentemente, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006, estabeleceu critérios e procedimentos para uso agrícola de lodos de esgoto. Entretanto, esta Resolução não contempla os lodos de estação de tratamentos de efluentes de processos industriais. Dado o nível de detalhamento dos procedimentos previstos em estudos com lodos na Norma Técnica P4.230, os estudos desenvolvidos neste trabalho foram feitos seguindo o que determina essa Norma.

Com este trabalho, pretendeu-se avaliar o potencial do lodo biológico gerado pela indústria de gelatina como fonte de nutrientes para as plantas, especificamente de nitrogênio, e o impacto da sua aplicação em solo agrícola.

No desenvolvimento dos estudos com lodo biológico, foram feitas algumas alterações nos procedimentos para a adequação à Norma Técnica P4.230. No estudo para a determinação da elevação do pH do solo, provocada pelo lodo, são utilizadas as doses 0; 10; 20; 40 e 80 t ha⁻¹ (base seca). Considerando a natureza física do lodo biológico (98,7% de água), na dose de 80 t ha⁻¹, seriam aplicados até 6.154 m³ ha⁻¹ de

resíduo, ou seja, volume maior que a capacidade de retenção de água pelos solos. Se fosse considerada a concentração de nitrogênio no lodo biológico ($71,1 \text{ g kg}^{-1}$ de N), na dose de 80 t ha^{-1} , seriam aplicados 5.688 kg ha^{-1} de N. Por isso, nos experimentos de laboratório e de casa de vegetação, as doses foram baseadas no volume de lodo biológico e foram equivalentes a 0; 100; 200; 300; 400 e $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Na maior dose utilizada ($500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), o volume não ultrapassava a capacidade de retenção de água dos solos e fornecia quantidade equivalente a 460 kg ha^{-1} de N.

O estudo de mineralização do nitrogênio, exigido pela Norma Técnica, permite o conhecimento da dinâmica deste elemento no solo e é necessário para a obtenção da fração de mineralização do nitrogênio orgânico, mas este estudo requer tempo e é muito caro. Por isso, tentou-se obter um método mais rápido e confiável para substituir o método de incubação aeróbia, descrita na Norma Técnica P4.230, para a determinação da fração de mineralização do resíduo.

Os experimentos de casa de vegetação foram necessários para obter informações preliminares sobre o fornecimento de nitrogênio pelo lodo biológico e a resposta da planta à sua aplicação, e deram subsídios para a validação dos resultados em condições de campo.

Com base na fração de mineralização do nitrogênio orgânico do lodo biológico obtido em laboratório, foi feito o cálculo da taxa de aplicação do resíduo. As doses utilizadas nos experimentos de campo foram baseadas na taxa de aplicação do lodo biológico. Para a aplicação do lodo biológico nesses experimentos, foram feitos testes para a distribuição mecânica do resíduo no solo. Entretanto, adotou-se a aplicação manual, por meio de regadores de plástico, pois permitiu distribuição homogênea do lodo na parcela e melhor controle do volume de lodo biológico aplicado.

Com os resultados obtidos, observa-se que o lodo biológico de indústria de gelatina apresenta potencial de utilização como fonte de nitrogênio às plantas, traz benefícios agrônômicos e sua aplicação com uso de critérios não acarreta em impactos ambientais negativos do ponto de vista da fertilidade do solo. Ressalta-se que, do ponto de vista econômico, assim como acontece com a vinhaça, a aplicação do lodo biológico é viável em áreas próximas de onde o resíduo é gerado.

6 CONCLUSÕES

1. O protocolo descrito na Norma Técnica P4.230 da CETESB para lodos de esgoto pode ser usado para avaliação do potencial da aplicação e monitoramento do lodo biológico de gelatina em solo.
2. O carbono e o nitrogênio orgânico do lodo biológico de indústria de gelatina foram rapidamente mineralizados no solo, com tempo médio de meia-vida de 8,1 e 7,8 dias, respectivamente.
3. Os métodos de incubação aeróbia e anaeróbia foram eficientes em prever a disponibilidade de nitrogênio do lodo biológico para plantas de milho.
4. O lodo biológico foi tão eficiente quanto o nitrato de amônio em fornecer nitrogênio para as plantas de milho.
5. A aplicação de doses de lodo biológico resultou em aumento na produtividade de grãos de milho safrinha.
6. O lodo biológico de indústria de gelatina apresenta potencial de utilização como fonte de nitrogênio às plantas, traz benefícios agronômicos e sua aplicação com uso de critérios não acarreta em impactos ambientais negativos do ponto de vista da fertilidade do solo.

7 REFERÊNCIAS

ADELI, A.; VARCO, J. J. Swine lagoon effluent as a source of nitrogen and phosphorus for summer forage grasses. **Agronomy Journal**, Madison, v. 93, n. 5, p. 1174-1181, 2001.

AGRIANUAL 2010: anuário da agricultura brasileira. São Paulo: FNP, 2010. 520p.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 1, p. 95-102, 2007.

ALCÂNTARA, M. A. K.; AQUINO NETO, V.; CAMARGO, O. A.; CANTARELLA, H. Mineralização do nitrogênio em solos tratados com lodos de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 4, p. 547-555, 2007.

ANDERSON, J. P. E. Soil respiration. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. (Ed.). **Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties**. 2.ed. Madison: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, 1982. p. 831-845.

AQUINO NETO, V.; CAMARGO, O. A. Crescimento e acúmulo de crômio em alface cultivada em dois Latossolos tratados com CrCl₃ e resíduos de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, n. 1, p. 225-235, 2000.

ARAÚJO, J. C.; MAY, A.; RODRIGUES, M. G. V.; MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. Efeito do lodo de indústria de gelatina em atributos químicos do

solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30., 2005, Recife. **Anais...** Recife: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. CD-ROM.

ARAÚJO, J. C. **Efeito do lodo de indústria de gelatina na fertilidade do solo e no capim-tanzânia**. 2006. 30f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2006.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Amostragem de resíduos**. NBR 10.007. 2004.

AZEVEDO NETO, A. D.; TABOSA, J. N. Estresse salino em plântulas de milho: parte II. Distribuição dos macronutrientes catiônicos e suas relações com sódio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 2, p. 165-171, 2000.

BAHMANYAR, M. A. Effects of long-term irrigation using industrial wastewater on soil properties and elemental contents of rice, spinach, clover, and grass. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 39, n. 11, p. 1620-1629, 2008.

BANZATTO, D. A.; KRONKA, S. N. **Experimentação agrícola**. Jaboticabal: FUNEP, 2008. 237p.

BASTÍAS, E. I.; GONZÁLEZ-MORO, M. B.; GONZÁLEZ-MURUA, C. *Zea mays* L. amylacea from Lluta Valley (Arica-Chile) tolerates salinity stress when high levels of boron are available. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 267, n. 1/2, p. 73-84, 2004.

BATAGLIA, O. C.; FURLANI, A. M. C.; TEIXEIRA, J. P. F.; FURLANI, P. R.; GALLO, J. R. **Métodos de análise química de plantas**. Campinas: Instituto Agronômico, 1983. 48p. (Boletim Técnico, 78).

BEAUCHAMP, E. G. Response of corn to nitrogen in preplant and sidedress applications of liquid dairy cattle manure. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 63, n. 2, p. 377-386, 1983.

BEAUCHAMP, E. G. Availability of nitrogen from three manures to corn in the field. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 66, n. 4, p. 713-720, 1986.

BOARETTO, A. E.; SPOLIDORIO, E. S.; FREITAS, J. G.; TRIVELIN, P. C. O.; MURAOKA, T.; CANTARELLA, H. Fate of ¹⁵N-urea applied to wheat-soybean succession crop. **Bragantia**, Campinas, v. 63, n. 2, p. 265-274, 2004.

BOEIRA, R. C.; MAXIMILIANO, V. C. B. **Determinação da fração de mineralização de nitrogênio de lodos de esgoto: um método alternativo**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 3p. (Comunicado Técnico, 13).

BOHNEN, H.; MEURER, E. J.; BISSANI, C. A. Solos ácidos e solos afetados por sais. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Genesis, 2000. p. 109-125.

BORTOLINI, C. G.; SILVA, P. R. F.; ARGENTA, G.; FORSTHOFER, E. L. Rendimento de grãos de milho cultivado após aveia-preta em resposta a adubação nitrogenada e regime hídrico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 9, p. 1101-1106, 2001.

BRASIL. Instrução Normativa SDA nº 28, de 27 julho de 2007. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 31 jul. 2007. Seção 1, p.11.

BRASIL. **Regras para análise de sementes**. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento/Secretaria de Defesa Agropecuária, 2009. 399p.

BURNS, J. C.; WESTERMAN, P. W.; KING, L. D.; CUMMINGS, G. A.; OVERCASH, M. R.; GOODE, L. Swine lagoon effluent applied to "Coastal" bermudagrass: I. Forage yield, quality, and element removal. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 14, n. 1, p. 9-14, 1985.

BURNS, J. C.; KING, L. D.; WESTERMAN, P. W. Long-term swine lagoon effluent applications on "Coastal" bermudagrass: I. Yield, quality, and element removal. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 19, n. 4, p. 749-756, 1990.

CABRERA, M. L.; KISSEL, D. E.; VIGIL, M. F. Nitrogen mineralization from organic residues: research opportunities. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 34, n. 1, p. 75-79, 2005.

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

CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; VIDOR, C. Potencial de mineralização do nitrogênio em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 21, n. 4, p. 575-579, 1997.

CANTARELLA, H.; RAIJ, B. van; CAMARGO, C. E. O. Cereais. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agronômico e Fundação IAC, 1996. p. 45-71.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor. 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, 2001. p. 270-276.

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

CARMO, C. A. F. S.; ARAÚJO, W. S.; BERNARDI, A. C. C.; SALDANHA, M. F. C. **Métodos de análise de tecidos vegetais utilizados na Embrapa Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 41p. (Circular técnica, 6).

CASAGRANDE, J. R. R.; FORNASIERI FILHO, D. Adubação nitrogenada na cultura do milho safrinha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 1, p. 33-40, 2002.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Aplicações de lodos de sistema de tratamento biológico em áreas agrícolas**: critérios para projetos e operações. São Paulo: Cetesb, 1999a. 32p. (Norma P4.230).

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Lodo de curtume**: critérios para o uso em áreas agrícolas e procedimentos para apresentação de projetos. São Paulo: Cetesb, 1999b. 35p. (Norma P4.233).

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Vinhaça**: critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: Cetesb, 2006. 12p. (Norma P4.231).

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Efluentes e lodos fluidos de indústrias cítricas**: critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: Cetesb, 2010. 20p. (Norma P4.002).

CHADWICK, D. R.; JOHN, F.; PAIN, B. F.; CHAMBERS, B. J.; WILLIAMS, J. Plant uptake of nitrogen from organic nitrogen fraction of animal manures: a laboratory experiment. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 134, n. 2, p. 159-168, 2000.

CHAE, Y. M.; TABATABAI, M. A. Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 15, n. 2, p. 193-198, 1986.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 375, de 29 de agosto de 2006. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 ago. 2006. Seção 1, p. 141-146.

CORDOVIL, C. M. D. S.; CABRAL, F.; DACHLER, M. Fertilising value and mineralisation of nitrogen from organic fertilisers (pot and incubation experiments). **Acta Horticulturae**, Wageningen, n. 563, p. 139-145, 2001.

CORDOVIL, C. M. D. S.; CABRAL, F.; COUTINHO, J. Potential mineralization of nitrogen from organic wastes to ryegrass and wheat crops. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 98, n. 17, p. 3265-3268, 2007a.

CORDOVIL, C. M. D. S.; COUTINHO, J.; GOSS, M. J.; CABRAL, F. Comparison of chemical methods of assessing potentially available organic nitrogen from organic residues applied to a sandy soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 38, n. 7, p. 989-1006, 2007b.

COSCIONE, A. R.; ANDRADE, J. C.; RAIJ, B. van; ABREU, M. F.; CANTARELLA, H. Determinação de alumínio, cálcio, magnésio, sódio e potássio trocáveis em extrato de cloreto de amônio. 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, 2001. p. 200-212.

DALENBERG, J. W.; JAGER, G. Priming effect of some organic additions to ¹⁴C-labelled soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 21, n. 3, p. 443-448, 1989.

DOUGLAS, J. T.; AITKEN, M. N.; SMITH, C. A. Effects of five non-agricultural organic wastes on soil decomposition, and on the yield and nitrogen recovery of Italian ryegrass. **Soil Use and Management**, Malden, v. 19, n. 2, p. 135-138, 2003.

DRINKWATER, L. E.; CAMBARDELLA, C. A.; REEDER, J. D.; RICE, C. W. Potentially mineralizable nitrogen as an indicator of biologically active soil nitrogen. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Wisconsin: SSSA, 1996. p. 217-229.

EKER, S.; CÖMERTPAY, G.; KONUŞKAN, Ö.; ÜLGER, A. C.; ÖZTÜRK, L.; ÇAKMAK, Í. Effect of salinity stress on dry matter production and ion accumulation in hybrid maize

varieties. **Turkish Journal of Agriculture and Forestry**, Ankara, v. 30, n. 5, p. 365-373, 2006.

ERDEM, N.; OK, S. S. Effect of brewery sludge amendments on some chemical properties of acid soil in pot experiments. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 84, n. 3, p. 271-273, 2002.

EVANS, S. D.; GOODRICH, P. R.; MUNTER, R. C.; SMITH, R. E. Effects of solid and liquid beef manure and liquid hog manure on soil characteristics and on growth, yield, and composition of corn. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 6, n. 4, p. 361-368, 1977.

FEIGIN, A.; FEIGENBAUM, S.; LIMONI, H. Utilization efficiency of nitrogen from sewage sludge and fertilizer applied to corn plants growing in a clay soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 10, n. 3, p. 284-287, 1981.

FERNANDES, F. C. S.; LIBARDI, P. L. Drenagem interna e lixiviação de nitrato em um Latossolo sob sucessão milho-braquiária-milho, com diferentes doses de nitrogênio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 5, p. 1163-1173, 2009.

FONSECA, A. F.; MELFI, A. J.; MONTES, C. R. Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. II. Soil acidity, exchangeable cations, and sulfur, boron, and heavy metals availability. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 36, n. 13, p. 1983-2003, 2005a.

FONSECA, A. F.; ALLEONI, L. R. F.; MELFI, A. J.; MONTES, C. R. Cation exchange capacity of an oxisol amended with effluent from domestic sewage sludge. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 62, n. 6, p. 552-558, 2005b.

FONSECA, A. F.; HERPIN, U.; DIAS, C. T. S.; MELFI, A. J. Nitrogen forms, pH, total carbon in a soil incubated with treated sewage sludge. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 50, n. 5, p. 743-752, 2007.

GELITA. **Números da companhia (2009)**. Disponível em: <<http://gelita.com/DGF-portuguese/index.html>>. Acesso em: 06 dez. 2010.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 1, p. 195-205, 2008.

GIANELLO, C.; BREMNER, J. M. A rapid steam distillation method of assessing potentially available organic nitrogen in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 19, n. 14, p. 1551-1568, 1988.

GILMOUR, J. T.; CLARK, M. D. Nitrogen release from wastewater sludge: a site specific approach. **Journal Water Pollution Control Federation**, Ithaca, v. 60, n. 4, p. 494-498, 1988.

GILMOUR, J. T.; SKINNER, V. Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 28, n. 4, p. 1122-1126, 1999.

GUERRA, J. G. M.; SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A. O. Macromoléculas e substâncias húmicas. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 19-26.

GUIMARÃES, R. C. M. **Atributos químicos em solos tratados com lodo biológico de indústria de gelatina**. 2009. 48f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

GUNNARSSON, A.; BENGTSSON, F.; CASPERSEN, S. Use efficiency of nitrogen from biodigested plant material by ryegrass. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Alemanha, v. 173, n. 1, p. 113-119, 2010.

HAWKES, R. M.; SUMMERS, S. A. Effects of land application of farm dairy effluent on soil properties: a literature review. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, Wellington, v. 49, n. 3, p. 307-320, 2006.

IYYEMPERUMAL, K.; GREEN JR., J.; ISRAEL, D. W.; RANELLS, N. N.; SHI, W. Soil chemical and microbiological properties in hay production systems: residual effects of contrasting N fertilization of swine lagoon effluent versus ammonium nitrate. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 44, n. 3, p. 425-434, 2008.

KANAGARAJ, J.; VELAPPAN, K. C.; CHANDRA BABU, N. K.; SADULLA, S. Solid wastes generation in the leather industry and its utilization for cleaner environmental – A review. **Journal of Scientific & Industrial Research**, New Delhi, v. 65, n. 7, p. 541-548, 2006.

KEENEY, D. R.; BREMNER, J. M. Comparison and evaluation of laboratory methods of obtaining and index of soil nitrogen availability. **Agronomy Journal**, Madison, v. 58, n. 5, p. 498-503, 1966.

KEENEY, D. R. Nitrogen-availability indexes. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. (Ed.). **Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties**. 2nd ed. Madison: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, 1982. p. 711-733.

KHAN, S. A.; MULVANEY, R. L.; HOEFT, R. G. Direct-diffusion methods for inorganic-nitrogen analysis of soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 3, p. 1083-1089, 2000.

KHAN, S. A.; MULVANEY, R. L.; HOEFT, R. G. A simple soil test for detecting sites that are nonresponsive to nitrogen fertilization. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, n. 6, p. 1751-1760, 2001.

KIZILOGLU, F. M.; TURAN, M.; SAHIN, U.; KUSLU, Y.; DURSUN, A. Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower

(*Brassica oleracea* L. var. botrytis) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 95, n. 6, p. 716-724, 2008.

KLAPWYK, J. H.; KETTERINGS, Q. M.; GODWIN, G. S.; WANG, D. Response of Illinois Soil Nitrogen Test to liquid and composted dairy manure applications in a corn agroecosystem. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 86, n. 4, p. 655-663, 2006.

KLIESE, Y. J.; DALAL, R. C.; STRONG, W. M.; MENZIES, N. W. Piggery pond sludge as a nitrogen source for crops. 1. Mineral N supply estimated from laboratory incubations and field application of stockpiled and wet sludge. **Australian Journal of Agricultural Research**, Collingwood, v. 56, n. 3, p. 245-255, 2005a.

KLIESE, Y.; STRONG, W. M.; DALAL, R. C.; MENZIES, N. W. Piggery pond sludge as a nitrogen source for crops. 2. Assay of wet and stockpiled pond sludge by successive cereal crops or direct measurement of soil available N. **Australian Journal of Agricultural Research**, Collingwood, v. 56, n. 5, p. 517-526, 2005b.

KUHNEN, F. **Mineralização do nitrogênio do soro ácido de leite**. 2010. 45p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2010.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 32, n. 11/12, p. 1485-1498, 2000.

LEAL, R. M. P.; FIRME, L. P.; MONTES, C. R.; MELFI, A. J.; PIEDADE, S. M. S. Soil exchangeable cations, sugarcane production and nutrient uptake after wastewater irrigation. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 242-249, 2009.

LEAL, R. M. P.; FIRME, L. P.; HERPIN, U.; FONSECA, A. F.; MONTES, C. R.; DIAS, C. T. S.; MELFI, A. J. Carbon and nitrogen cycling in a Brazilian soil cropped with

sugarcane and irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 97, n. 2, p. 271-276, 2010.

LEMAINSKI, J.; SILVA, J. E. Utilização do biossólido da Caesb na produção de milho no Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, n. 4, p. 741-750, 2006.

LEMOS, E. E. P.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Comparação entre o N mineralizado através de incubações com e sem percolação e o N absorvido pelo milho em solo Podzólico Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 12, n. 2, p. 127-130, 1988.

LIU, F.; MITCHELL, C. C.; ODOM, J. W.; HILL, D. T.; ROCHESTER, E. W. Swine lagoon effluent disposal by overland flow: effects on forage production and uptake of nitrogen and phosphorus. **Agronomy Journal**, Madison, v. 89, n. 6, p. 900-904, 1997.

LOECKE, T. D.; LIEBMAN, M.; CAMBARDELLA, C. A.; RICHARD, T. L. Corn response to composting and time of application of solid swine manure. **Agronomy Journal**, Madison, v. 96, n. 1, p. 214-223, 2004.

LORIA, E. R.; SAWYER, J. E. Extractable soil phosphorus and inorganic nitrogen following application of raw and anaerobically digested swine manure. **Agronomy Journal**, Madison, v. 97, n. 3, p. 879-885, 2005.

LORIA, E. R.; SAWYER, J. E.; BARKER, D. W.; LUNDVALL, J. P.; LORIMOR, J. C. Use of anaerobically digested swine manure as a nitrogen source in corn production. **Agronomy Journal**, Madison, v. 99, n. 4, p. 1119-1129, 2007.

MANSOUR, M. M. F.; SALAMA, K. H. A.; ALI, F. Z. M.; HADID, A. F. A. Cell and plant responses to NaCl in *Zea mays* L. cultivars differing in salt tolerance. **General and Applied Plant Physiology**, Sofia, v. 31, n. 1/2, p. 29-41, 2005.

MARTINES, A. M.; ANDRADE, C. A.; CARDOSO, E. J. B. N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 7, p. 1149-1155, 2006.

MATSI, T.; LITHOURGIDIS, A. L.; GAGIANAS, A. A. Effects of injected liquid cattle manure on growth and yield of winter wheat and soil characteristics. **Agronomy Journal**, Madison, v. 95, n. 3, p. 592-596, 2003.

MORVAN, T.; NICOLARDOT, B.; PÉAN, L. Biochemical composition and kinetics of C and N mineralization of animal wastes: a typological approach. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 42, n. 6, p. 513-522, 2006.

MOTAVALLI, P. P.; KELLING, K. A.; CONVERSE, J. C. First-year nutrient availability from injected dairy manure. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 18, n. 2, p. 180-185, 1989.

MULVANEY, R. L.; KHAN, S. A.; HOEFT, R. G.; BROWN, H. M. A soil organic nitrogen fraction that reduces the need for nitrogen fertilization. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, n. 4, p. 1164-1172, 2001.

MUÑOZ, G. R.; KELLING, K. A.; POWELL, J. M.; SPETH, P. E. Comparison of estimates of first-year dairy manure nitrogen availability or recovery using nitrogen-15 and other techniques. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, n. 2, p. 719-727, 2004.

NARAMABUYE, F. X.; HAYNES, R. J. The liming effect of five organic manures when incubated with an acid soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 170, n. 5, p. 615-622, 2007.

NETT, L.; AVERESCH, S.; RUPPEL, S.; RÜHLMANN, J.; FELLER, C.; GEORGE, E.; FINK, M. Does long-term farmyard manure fertilization affect short-term nitrogen mineralization from farmyard manure? **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 46, n. 2, p. 159-167, 2010.

OCKERMAN, H. W.; HANSEN, C. L. Cola y gelatina. In: OCKERMAN, H. W.; HANSEN, C. L. **Industrialización de subproductos de origen animal**. Zaragoza: Editorial Acribia, 1994. p. 133-159.

ODLARE, M.; PELL, M.; SVENSSON, K. Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. **Waste Management**, Oxford, v. 28, n. 7, p. 1246-1253, 2008.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; MORAES, S. O. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n. 1, p. 171-180, 2001.

PEDRA, F.; POLO, A.; RIBEIRO, A.; DOMINGUES, H. Effects of municipal solid waste and sewage sludge on mineralization of soil organic matter. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 39, n. 6, p. 1375-1382, 2007.

QUAGGIO, J. A.; DECHEN, A. R.; RAIJ, B. van. Efeitos da aplicação de calcário e gesso sobre a produção de amendoim e lixiviação de bases no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 6, n. 3, p. 182-194, 1982.

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 Agrônômico, 2001. p. 181-188.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do Solo e adubação**. Piracicaba: Ceres e Potafos, 1991. 343p.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001. 285p.

RANDALL, G. W.; IRAGAVARAPU, T. K.; SCHMITT, M. A. Nutrient losses in subsurface drainage water from dairy manure and urea applied for corn. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, n. 4, p. 1244-1252, 2000.

RHODEN, A. C.; SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A. O.; BRITZKE, D.; BENEDETTI, E. L. Mineralização anaeróbia do nitrogênio em solos de várzea do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 6, p. 1780-1787, 2006.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CÔTÉ, D. Soil carbon and nitrogen dynamics following of pig slurry for the 19th consecutive year: I. Carbon dioxide fluxes and microbial biomass carbon. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 4, p. 1389-1395, 2000.

ROLIM, G. S.; CAMARGO, M. B. P.; LANIA, D. G.; MORAES, J. F. L. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o Estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 66, n. 4, p. 711-720, 2007.

SAFARZADEH, S.; YASREBI, J.; KARIMIAN, N. Comparison of chemical methods for assessing nitrogen mineralization in two calcareous soils treated with organic materials. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 41, n. 7, p. 878-886, 2010.

SAHRAWAT, K. L. Correlations between indexes of soil nitrogen availability and nitrogen percent in plant, nitrogen uptake, and dry-matter yield of rice grown in the greenhouse. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 74, n. 2, p. 223-228, 1983.

SCHIMILDT, E. R.; CRUZ, C. D.; ZANUNCIO, J. C.; PEREIRA, P. R. G.; FERRÃO, R. G. Avaliação de métodos de correção do estande para estimar a produtividade em milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 8, p. 1011-1018, 2001.

SHI, W.; MILLER, B. E.; STARK, J. M.; NORTON, J. M. Microbial nitrogen transformations in response to treated dairy waste in agricultural soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, n. 6, p. 1867-1874, 2004.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agrônômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I – Efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em Latossolo no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, n. 2, p. 487-495, 2002.

SILVA, C. A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 597-624.

SILVA, M. A. G.; ROQUE, S. A. T.; MUNIZ, A. S.; MATTA, J. D. V.; COSTA, A. C. S. Use of agro-industrial organic compound: yield and nutrient absorption in wheat. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 39, n. 9, p. 1311-1320, 2008.

SILVEIRA, A. O.; ROCHA, A. R.; SILVA, M. A.; TEDESCO, M. J.; SELBACH, P. A. Efeito fertilizante do lodo da estação de tratamento de efluentes (ETE) de uma indústria de gelatina sobre aveia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30., 2005, Recife. **Anais...** Recife: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. CD-ROM.

SIMEONOVA, L. S.; DALEV, P. G. Utilization of a leather industry waste. **Waste Management**, Oxford, v. 16, n. 8, p. 765-769, 1996.

SMITH, S. R.; WOODS, V.; EVANS, T. D. Nitrate dynamics in biosolids-treated soils. I. Influence of biosolids type and soil type. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 66, n. 2, p. 139-149, 1998.

SMITH, G. D.; LENNARTSSON, M.; BOURNE, W. F.; MEAD, A. Laboratory methods of estimating potentially mineralizable nitrogen in organic potting mixes. I. Development of

incubation and chemical methods. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 32, n. 17, p. 2755-2768, 2001.

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potentials of soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 36, n. 3, p. 465-471, 1972.

TEDESCO, M. J.; VOLKWEISS, S. J.; BOHNEN, H. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1985.

TEIXEIRA, S. T.; MELO, W. J.; SILVA, E. T. Aplicação de lodo de estação de tratamento de água em solo degradado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 1, p. 91-94, 2005.

TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Avaliação agronômica de um bio sólido industrial para a cultura do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 3, p. 261-269, 2005.

TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Atributos químicos e físicos de um solo tratado com bio sólido industrial e cultivado com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 3, p. 223-230, 2008.

USEPA – United of States Environmental Protection Agency. **Process design manual** – Land application of sewage sludge and domestic septage. Washington, 1995. 290p.

WESTERMAN, P. W.; BICUDO, J. R. Management considerations for organic waste use in agriculture. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 96, n. 2, p. 215-221, 2005.

WHALEN, S. C.; DE BERARDINIS, J. T. Nitrogen mass balance in fields irrigated with liquid swine waste. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 78, n. 1, p. 37-50, 2007.

YAGI, R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; BARBOSA, J. C. Mineralização potencial e líquida de nitrogênio em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 2, p.385-394, 2009.

ZEBARTH, B. J.; PAUL, J. W.; SCHMIDT, O.; MC DOUGALL, R. Influence of the time and rate of liquid-manure application on yield and nitrogen utilization of silage corn in south coastal British Columbia. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 76, n. 2, p. 153-164, 1996.

APÊNDICES

APÊNDICE 1. Cálculo do N disponível e da taxa de aplicação do lodo biológico de indústria de gelatina (LB) utilizados no item 3.3.1. Índice de eficiência agrônômica e equivalência do lodo biológico ao adubo padrão.

A dose do lodo biológico utilizada no experimento foi calculada com base na taxa de aplicação estabelecida pela CETESB (1999a):

$$\text{Taxa de aplicação} = \frac{\text{N recomendado (kg ha}^{-1}\text{)}}{\text{N disp no lodo (kg t}^{-1}\text{)}}$$

Em que:

N recomendado = é a quantidade de N recomendada para a cultura (170 kg ha^{-1} de N para a cultura do milho com expectativa de produção de 10 a 12 t ha^{-1} de grãos (RAIJ & CANTARELLA, 1996);

N disp no lodo = calculado de acordo com CETESB (1999a):

$$\text{N disp} = \left(\frac{\text{FM}}{100} \right) \times (\text{N}_{\text{Kj}} - \text{N}_{\text{NH}_3}) + 0,5 \times (\text{N}_{\text{NH}_3}) + \text{N}_{\text{NO}_3} + \text{N}_{\text{NO}_2}$$

Considerando a fração de mineralização de 87,7% (média das doses 100 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, Tabela 5) e a concentração de N-total, N-NH_4^+ e N-NO_3^- no lodo biológico (LB3, Tabela 4):

$$\text{N disp} = \left(\frac{87,7}{100} \right) \times (75,54 - 20,93) + 0,5 \times (20,93) + 0,66$$

$$\text{N disp} = 59,01 \text{ g kg}^{-1} \text{ ou } 59,01 \text{ kg t}^{-1}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = \frac{\text{N recomendado (kg ha}^{-1}\text{)}}{\text{N disp no lodo (kg t}^{-1}\text{)}}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = \frac{170}{59,01}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = 2,88 \text{ t ha}^{-1} \text{ (base seca)}$$

Considerando o teor de matéria seca do lodo biológico de 1,6% (LB3, da Tabela 4):

$$\begin{array}{rcl} 1 \text{ m}^3 \text{ de lodo biológico} & \rightarrow & 0,016 \text{ t de matéria seca} \\ x & \leftarrow & 2,88 \text{ t de matéria seca} \end{array}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = 180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$$

APÊNDICE 2. Cálculo do N disponível e da taxa de aplicação do lodo biológico de indústria de gelatina (LB) utilizado nos itens 3.4.1. Combinação de fontes de nitrogênio na produtividade de milho safrinha e 3.4.2. Produtividade de milho safrinha em função de doses de lodo biológico de indústria de gelatina.

A dose do lodo biológico utilizada no experimento foi calculada com base na taxa de aplicação estabelecida pela CETESB (1999a):

$$\text{Taxa de aplicação} = \frac{\text{N recomendado (kg ha}^{-1}\text{)}}{\text{N disp no lodo (kg t}^{-1}\text{)}}$$

Em que:

N recomendado = é a quantidade de N recomendada para a cultura (50 kg ha⁻¹ de N para a cultura do milho com expectativa de produção de 3 a 4 t ha⁻¹ de grãos (RAIJ & CANTARELLA, 1996);

N disp no lodo = calculado de acordo com CETESB (1999a):

$$\text{N disp} = \left(\frac{\text{FM}}{100} \right) \times (\text{N}_{\text{Kj}} - \text{N}_{\text{NH}_3}) + 0,5 \times (\text{N}_{\text{NH}_3}) + \text{N}_{\text{NO}_3} + \text{N}_{\text{NO}_2}$$

Considerando a fração de mineralização de 87,7% (média das doses 100 e 200 m³ ha⁻¹, Tabela 5) e a concentração de N-total, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ no lodo biológico (LB2, Tabela 4):

$$\text{N disp} = \left(\frac{87,7}{100} \right) \times (67,92 - 15,92) + 0,5 \times (15,92) + 0,11$$

$$\text{N disp} = 53,67 \text{ g kg}^{-1} \text{ ou } 53,67 \text{ kg t}^{-1}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = \frac{\text{N recomendado (kg ha}^{-1}\text{)}}{\text{N disp no lodo (kg t}^{-1}\text{)}}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = \frac{50}{53,67}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = 0,940 \text{ t ha}^{-1} \text{ (base seca)}$$

Considerando o teor de matéria seca do lodo biológico de 1,6% (LB2, da Tabela 4):

$$\begin{array}{rcl} 1 \text{ m}^3 \text{ de lodo biológico} & \rightarrow & 0,011 \text{ t de matéria seca} \\ x & \leftarrow & 0,940 \text{ t de matéria seca} \end{array}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = 85,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$$

APÊNDICE 3. Cálculo de ajuste da quantidade de N adicionado nos itens 3.4.1. Combinação de fontes de nitrogênio na produtividade de milho safrinha e 3.4.2. Produtividade de milho safrinha em função de doses de lodo biológico de indústria de gelatina.

A dose do lodo biológico utilizada no experimento foi calculada com base na taxa de aplicação estabelecida pela CETESB (1999a):

$$\text{Taxa de aplicação} = \frac{\text{N recomendado (kg ha}^{-1}\text{)}}{\text{N disp no lodo (kg t}^{-1}\text{)}}$$

Em que:

N recomendado = é a quantidade de N recomendada para a cultura (50 kg ha⁻¹ de N para a cultura do milho com expectativa de produção de 3 a 4 t ha⁻¹ de grãos (RAIJ & CANTARELLA, 1996);

N disp no lodo = calculado de acordo com CETESB (1999a):

$$\text{N disp} = \left(\frac{\text{FM}}{100} \right) \times (\text{N}_{\text{Kj}} - \text{N}_{\text{NH}_3}) + 0,5 \times (\text{N}_{\text{NH}_3}) + \text{N}_{\text{NO}_3} + \text{N}_{\text{NO}_2}$$

Considerando a fração de mineralização de 87,7% (média das doses 100 e 200 m³ ha⁻¹, Tabela 5) e a concentração de N-total, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ no lodo biológico (item 3.4.1.):

$$\text{N disp} = \left(\frac{87,7}{100} \right) \times (67,04 - 12,70) + 0,5 \times (12,70) + 0,34$$

$$\text{N disp} = 54,34 \text{ g kg}^{-1} \text{ ou } 54,34 \text{ kg t}^{-1}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = \frac{\text{N recomendado (kg ha}^{-1}\text{)}}{\text{N disp no lodo (kg t}^{-1}\text{)}}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = \frac{50}{54,34}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = 0,920 \text{ t ha}^{-1} \text{ (base seca)}$$

Considerando o teor de matéria seca do lodo biológico de 1,05% (LB2, da Tabela 4):

$$\begin{array}{rcl} 1 \text{ m}^3 \text{ de lodo biológico} & \rightarrow & 0,0105 \text{ t de matéria seca} \\ x & \leftarrow & 0,920 \text{ t de matéria seca} \end{array}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = 87,62 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$$

Como foram aplicados $85 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ao invés de $87,62 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$:

$$\begin{array}{rcl} 1 \text{ m}^3 \text{ de lodo biológico} & \rightarrow & 0,0105 \text{ t de matéria seca} \\ 85 & \rightarrow & x \end{array}$$

$$\text{MS} = 0,8925 \text{ t ha}^{-1}$$

$$\text{Taxa de aplicação} = \frac{\text{N recomendado (kg ha}^{-1}\text{)}}{\text{N disponível no lodo (kg t}^{-1}\text{)}}$$

$$0,8925 = \frac{\text{N recomendado (kg ha}^{-1}\text{)}}{54,34}$$

$$\text{N recomendado} = 48,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ de N}$$