

Lodo de Esgoto

Impactos Ambientais na Agricultura

Editores Técnicos
Wagner Bettiol & Otávio Camargo



Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais na Agricultura

República Federativa do Brasil

Luiz Inácio Lula da Silva
Presidente

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

Roberto Rodrigues
Ministro

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

Conselho de Administração

Luis Carlos Guedes Pinto
Presidente

Sílvio Crestana
Vice-Presidente

Alexandre Kalil Pires
Cláudia Assunção dos Santos Viegas
Ernesto Paterniani
Hélio Tollini
Marcelo Barbosa Saintive
Membros

Diretoria-Executiva da Embrapa

Sílvio Crestana
Diretor-Presidente

Tatiana Deane de Abreu Sá
José Geraldo Eugênio de França
Kepler Euclides Filho
Diretores-Executivos

Embrapa Meio Ambiente

Paulo Choji Kitamura
Chefe-Geral

Ladislau Araújo Skorupa
Chefe-Adjunto de Pesquisa e Desenvolvimento

Maria Cristina Martins Cruz
Chefe-Adjunto de Administração

Ariovaldo Luchiari Júnior
Chefe-Adjunto de Comunicação e Negócios

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Meio Ambiente
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais na Agricultura

Editores técnicos

**Wagner Bettiol
Otávio Antonio de Camargo**

Embrapa Meio Ambiente
Jaguariúna, SP
2006

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Meio Ambiente

Rodovia SP 340 - km 127,5 - Tanquinho Velho
Caixa Postal 69 13820-000 Jaguariúna, SP
Fone: 19-3867-8750 Fax: 19-3867-8740
sac@cnpma.embrapa.br www.cnpma.embrapa.br

Comitê de Publicações:

Cláudio Cesar de Almeida Buschinelli, Heloísa Ferreira Filizola, Ladislau Araújo Skorupa (Presidente), Manoel Dornelas de Souza, Maria Amélia de Toledo Leme, Maria Conceição Peres Young Pessoa, Marta Camargo de Assis, Osvaldo Machado R. Cabral, Sandro Freitas Nunes.

Revisão de texto
Maria Amélia de Toledo Leme

Editoração eletrônica
Silvana C. Teixeira Estevão

Normalização bibliográfica
Maria Amélia de Toledo Leme

Capa
Itamar Soares de Melo

Projeto gráfico
Silvana C. Teixeira Estevão

1ª edição

1ª impressão (2006): 1000 exemplares

Todos os direitos reservados.

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei n.º 9610).

É permitida a reprodução parcial do conteúdo deste livro desde que citada a fonte.

CIP. Brasil. Catalogação na publicação.

Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura / editores técnicos, Wagner Bettiol, Otávio Antonio de Camargo. – Jaguariúna : Embrapa Meio Ambiente, 2006. 349p. il.

ISBN 85-85771-37-2

1. Adubo de esgoto. 2. Adubo de esgoto – Impacto ambiental.
I. Bettiol, Wagner. II. Camargo, Otávio Antonio de. III. Título.

CDD 631.869

© Embrapa Meio Ambiente, 2006

Autores

Carlos Alberto Silva

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Lavras (UFLA). Departamento de Ciência do Solo. Caixa Postal 3037, Cep 37200-000, Lavras, MG. csilva@ufla.br

Carlos Clementi Cerri

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos, Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP). Caixa Postal 96, Cep 13416-000, Piracicaba, SP. cerri@cena.usp.br

Carolina Leoni

Engenheira Agrônoma, Mestre em Fitopatologia, Sección Protección Vegetal, Estación Experimental Las Brujas, Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Cep 90200, Rincón del Colorado, Canelones, Uruguay. cleoni@inia.org.uy

Celso Vainer Manzatto

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos, Embrapa Solos, Cep 22460-000, Rio de Janeiro, RJ. manzatto@cnps.embrapa.br

Heloisa Ferreira Filizola

Bacharel em Geografia, Doutor em Pedologia, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, km 127,5, Cep 13820-000, Jaguariúna, SP. filizola@cnpma.embrapa.br

Idalmir dos Santos

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Fitopatologia, CEFET, PR, Caixa Postal 571, Cep 85501-970, Pato Branco, PR. idalmirds@pb.cefetpr.br

Ivone Alberta Swart Schoenmaker

Bióloga, Mestre em Fitopatologia, Estrada da cachoeira, s/n, Caixa Postal 155, Cep 13825-000, Holambra, SP. iks@holnet.com.br

José Abrahão Haddad Galvão

Engenheiro Agrônomo, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, km 127,5, Cep 13820-000, Jaguariúna, SP. abrahao@cnpma.embrapa.br

José Flávio Dynia

Engenheiro Agrônomo, Dr. em Solos e Nutrição de Plantas, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, km 127,5, Cep 13820-000, Jaguariúna, SP. dynia@cnpma.embrapa.br

José Ronaldo de Macedo

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos, Embrapa Solos, Cep 22460-000, Rio de Janeiro, RJ. jrmacedo@cnpms.embrapa.br

Klaus Reichardt

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos, Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP). Caixa Postal 96, Cep 13416-000, Piracicaba, SP. klaus@cena.usp.br

Luiz Antônio Silveira Melo

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Entomologia, Embrapa Meio Ambiente, Rodovia SP 340, km 127,5, Cep 13820-000, Jaguariúna, SP. melo@cnpma.embrapa.br

Luiz Fernando Pires

Estudante pos-graduação do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP). Caixa Postal 96, Cep 13416-000, Piracicaba, SP. lfpires@cena.usp.br

Manoel Dornelas de Souza

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, km 127,5, Cep 13820-000, Jaguariúna, SP. dornelas@cnpma.embrapa.br

Marco Antônio Ferreira Gomes

Geólogo, Doutor em Solos, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, km 127,5, Cep 13820-000, Jaguariúna, SP. gomes@cnpma.embrapa.br

Osny Oliveira Santos Bacchi

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos, Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), Caixa Postal 96, Cep 13416-000, Piracicaba, SP. osny@cena.usp.br

Otacílio José Passos Rangel

Engenheiro Agrônomo, Mestrado em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas. Aluno de doutorado do Curso de Pós-graduação do DCS/UFLA, Universidade Federal de Lavras (UFLA). Departamento de Ciência do Solo. Cep 37200-000, Lavras, MG. ojpr@ufla.br

Otávio Antonio de Camargo

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos, Instituto Agronômico de Campinas (IAC), Caixa Postal 28, Cep 13001-970, Campinas, SP.
ocamargo@iac.sp.gov.br

Raquel Ghini

Engenheira Agrônoma, PhD. em Fitopatologia, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, km 127,5, Cep 13820-000, Jaguariúna, SP.
raquel@cnpma.embrapa.br

Ricardo de Oliveira Munhoz

Geólogo, Doutor em Solos, Instituto Agronômico de Campinas, Caixa Postal Postal 28, 13001-970, Campinas, SP. riomunhoz@agronomia.eng.br

Rita Carla Boeira

Engenheira Agrônoma, Doutora em Solos e Nutrição de Plantas, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, km 127,5, Cep 13820-000, Jaguariúna, SP.
rcboeira@cnpma.embrapa.br

Ronaldo Severiano Berton

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos, Instituto Agronômico de Campinas (IAC), Caixa Postal 28, Cep 13001-970 Campinas, SP.
berton@iac.sp.gov.br

Silvana Aparecida Pavan Fernandes

Engenheira Agrônoma, Doutora em Solos, Bolsista de Pós-Doutoramento da FAPESP. sapferna@terra.com.br

Viviane Cristina Bettanin Maximiliano

Química, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, km 127,5 - Caixa Postal 69, Cep 13820-000, Jaguariúna, SP. viviane@cnpma.embrapa.br

Wagner Bettiol

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Fitopatologia, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, Km 127,5 - Caixa Postal 69, Cep 13820-000, Jaguariúna, SP.
bettiol@cnpma.embrapa.br

Apresentação

Desde 1999 vem sendo conduzido na Embrapa Meio Ambiente o projeto denominado “Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto”, com participação da Embrapa Meio Ambiente, Embrapa Solos, Instituto Agrônomo de Campinas, Instituto Biológico do estado de São Paulo, Universidade Estadual Paulista, Universidade de São Paulo, Universidade de Taubaté, Universidade Federal do Paraná, Universidade Federal de Lavras e Companhia de Saneamento do estado de São Paulo (SABESP). O projeto tem por objetivo geral fornecer informações sobre os impactos ambientais da utilização agrícola do lodo de esgoto continuada e em longo prazo, em condições ecológicas de cultivo, para um agroecossistema em solo tropical. Essas informações são importantes tanto para as empresas geradoras de lodo de esgoto, como para os órgãos ambientais, para as instituições responsáveis pela normalização de sua disposição agrícola e para os responsáveis pela elaboração de política pública a respeito da disposição de resíduos em solos.

Nesse projeto foram selecionados dois lodos a serem estudados: o gerado na Estação de Tratamento de Esgoto de Barueri, São Paulo, que trata tanto esgoto industrial como doméstico; e o gerado na Estação de Tratamento de Esgoto de Franca, São Paulo que trata esgoto basicamente doméstico. As duas estações pertencem e são operadas pela SABESP. As duas estações foram selecionadas devido as origens dos esgotos e por apresentarem sistemas de tratamentos semelhantes.

O projeto, na sua primeira fase, teve a duração de três anos, estando programado para ser conduzido por dez anos. A decisão de realizar o estudo foi tomada após provocação pela SABESP, responsável pelo tratamento dos esgotos de numerosos municípios do estado de São Paulo, e pela CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), órgão ambiental do estado de São Paulo, portanto, com uma forte demanda. Desde a sua elaboração o projeto contou com a colaboração de diversas instituições, tendo sido realizado um Workshop com os principais especialistas brasileiros para a sua elaboração. E nesse Workshop foi tomada a decisão de concentrar as atenções nos aspectos ambientais da aplicação do lodo de esgoto, pois muitas

informações sobre o seu potencial como condicionador de solo e fornecedor de nutrientes estavam disponíveis, não ocorrendo o mesmo com os impactos ambientais.

Esse livro, o qual consideramos, mais, como um relatório, tem por objetivo realizar uma prestação de contas com a sociedade sobre os resultados obtidos no transcorrer dos primeiros três anos do projeto. Diversas informações existentes nos capítulos foram publicadas na forma de teses de doutoramentos, dissertações de mestrados, resumos de congressos e artigos científicos em revistas nacionais e internacionais. Como essas publicações são de acesso relativamente restrito tomou-se a decisão de publicar um livro, tanto impresso quanto disponível "on line".

As informações constantes nos capítulos são de inteira responsabilidade de seus autores e retratam as suas opiniões, sendo que os organizadores em nenhum instante interferiram na interpretação dos resultados.

Os capítulos aqui apresentados não refletem a totalidade de informações obtidas no projeto, pois nem todos os envolvidos tiveram, até o momento, condições de trabalhar os resultados, mas com certeza no transcorrer do tempo às mesmas serão publicadas.

Os organizadores desse livro gostariam de agradecer a todos os autores dos capítulos, que são os verdadeiros responsáveis pela obra e aos participantes do projeto, mas em especial aos Srs. Antonio Alves de Souza, Antonio Ribeiro, Aníbal E. Vieira Santos, Brasilino Mendes Soares Filho, José Abrahão Haddad Galvão, José Tadeu de O. Lana, Laércio Carmo da Silva, Nadir D. dos Santos, Valdecir C. de Oliveira, Vicente Gabriel Neto e Waldemore Moriconi, da Embrapa Meio Ambiente que foram os verdadeiros condutores do ensaio ao longo dos anos, pois executaram todas as atividades de campo relacionadas ao projeto, mas anônimos nas publicações.

Wagner Bettiol e Otávio Antonio de Camargo

Prefácio

A gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil, estimado em 100 milhões de t/ano, incluindo o lodo de esgoto e os materiais comumente denominados de lixo, vem merecendo crescente atenção tendo em vista aos impactos e/ou riscos ambientais que representam em suas diversas fases, da coleta até a disposição final.

Entre os impactos ambientais relacionados ao manejo e disposição inadequada desses resíduos estão a poluição química e biológica do solo e água, a poluição do ar, com conseqüências na biodiversidade e na estrutura e funcionamento dos ecossistemas, os quais afetam direta ou indiretamente a saúde e o bem estar das populações humanas.

Nesse contexto, o tratamento de esgotos e a adequada disposição do lodo são requisitos fundamentais para o saneamento ambiental das áreas urbanas e do seu entorno. Esse processo, no seu todo envolve atividades como o tratamento e abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, reúso da água e disposição segura do lodo resultante do tratamento.

Vale lembrar que diferentemente dos resíduos urbano-industriais e do tratamento e uso da água em que o Brasil possui legislação relativamente extensa (leis e decretos federais e estaduais, resoluções CONAMA e dos órgãos estaduais, normas ABNT e INMETRO, portarias ministeriais) tratando da sua gestão, as atividades relacionadas ao manejo, tratamento e disposição de esgoto (águas servidas em geral) encontram-se ainda em fase de regulamentação.

Essa situação reflete a defasagem temporal no que se refere à coleta e adoção de sistemas de tratamento de esgotos, ainda restritas a poucas cidades brasileiras, e em conseqüência, com pequeno volume de lodo de esgoto que necessita de tratamento final, transporte e disposição segura. Fato esse agravado pelas especificidades que cercam a produção de esgoto em cada cidade brasileira: a combinação de efluentes industriais e não industriais (domésticos, comerciais e outros) resultam em lodos com características diferentes. Entre essas características destacam-se as concentrações de metais pesados (tais como cádmio, cobre, zinco, níquel, cromo, chumbo) e também de organismos patogênicos (tais como bactérias, protozoários e helmintos).

Tendo em vista ao seu teor de matéria orgânica e elementos químicos, o lodo de esgoto tem sido estudado como fonte de carbono e nutrientes na agricultura, sendo considerada alternativa de baixo custo para a sua dispo-

sição. Todavia, a possibilidade da presença de patógenos e de metais pesados no lodo de esgoto exige tanto cuidados no seu tratamento e desinfecção quanto na caracterização de sua composição química visando segurança em termos de limites permissíveis (doses máximas de matéria orgânica e nitrogênio, toxicidade para plantas, microrganismos do solo) quando do seu uso para fins agrícolas. Além disso, quando comparado com os fertilizantes químicos, em teor de nutrientes tais como o nitrogênio, fósforo e potássio, o lodo de esgoto é pobre. Assim, os benefícios do uso do lodo de esgoto na agricultura devem ser analisados sob o aspecto da segurança à saúde humana e do meio ambiente e dos custos comparativos a outras alternativas de disposição.

Embora as experiências internacionais, especialmente da Europa, mostrem diferentes alternativas para a disposição do lodo de esgoto, entre essas a incineração e o uso de aterros sanitários especiais, no Brasil a preferência é pela disposição na agricultura, dada a disponibilidade de terras e também pelo baixo custo envolvido. Nesse sentido, várias instituições brasileiras de pesquisa, com destaque para aquelas localizadas nos Estados do Paraná e São Paulo vêm liderando esse movimento, inclusive em termos de sua regulamentação.

Os textos oferecidos neste livro apresentam os avanços obtidos pela rede de instituições de pesquisa do Estado de São Paulo que atuam no tema. São os resultados da primeira fase do projeto intitulado “Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto”, conduzido na Embrapa Meio Ambiente e tendo-se como parceiras a Embrapa Meio Ambiente, a Embrapa Solos, o Instituto Agrônomo de Campinas, Instituto Biológico de São Paulo, Universidade Estadual Paulista, Universidade de São Paulo, Universidade Federal do Paraná, Universidade Federal de Lavras e a Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo.

Os resultados obtidos pelas equipes participantes dessa rede de pesquisa, ao oferecerem informações e análises sobre os impactos ambientais do uso continuado do lodo de esgoto em solos tropicais cultivados permitirão definir protocolos que garantam a segurança ambiental em termos tanto de tratamento final do lodo pelas empresas geradoras quanto uma correta disposição na agricultura. São resultados fundamentais para um tema em que a definição de normas para o seu tratamento, transporte, comercialização e disposição final são urgentes.

Paulo Choji Kitamura

Chefe Geral da Embrapa Meio Ambiente

Sumário

Capítulo 1

Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto: Descrição do Estudo

Wagner Bettiol; Otávio Antonio de Camargo; José Abrahão Haddad Galvão e Raquel Ghini, 17

Capítulo 2

A Disposição de Lodo de Esgoto em Solo Agrícola

Wagner Bettiol e Otávio Antonio de Camargo, 25

Capítulo 3

Disposição de Lodo de Esgoto em Solo Agrícola: Instrumental para o Pensamento

Otávio Antonio de Camargo, 37

Capítulo 4

Dinâmica de Metais Pesados em Latossolo Adubado com Lodo de Esgoto e em Plantas de Milho

*Carlos Alberto Silva; Otacílio José Passos Rangel; Wagner Bettiol;
Celso Vainer Manzatto; Rita Carla Boeira e José Flávio Dynia, 45*

Capítulo 5

Nitrato no Perfil de um Latossolo Vermelho Distroférrico Cultivado com Milho sob Aplicações Seqüências de Lodo de Esgoto

José Flavio Dynia; Rita Carla Boeira e Manoel Dornelas de Souza, 79

Capítulo 6

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

Ricardo de Oliveira Munhoz e Ronaldo Severiano Berton, 91

Capítulo 7

Dinâmica da Mineralização de Nitrogênio de Lodos de Esgoto

Rita Carla Boeira e Viviane Cristina Bettanin Maximiliano, 125

Capítulo 8

Aspectos Físicos de um Solo Tratado com Lodo de Esgoto: Estabilidade de Agregados e Argila Dispersa em Água

Heloisa Ferreira Filizola; Manoel Dornelas de Souza; Marco Antônio Ferreira Gomes e Rita Carla Boeira, 137

Capítulo 9

Micromorfologia da Camada Superficial de Solo Tratado com Lodo de Esgoto

José Ronaldo de Macedo; Heloísa Ferreira Filizola; Manoel Dornelas de Souza e Klaus Reichardt, 149

Capítulo 10

Selamento Superficial em Latossolo Vermelho Distroférico Tratado com Lodo de Esgoto

José Ronaldo de Macedo; Luiz Fernando Pires; Manoel Dornelas de Souza; Klaus Reichardt e Osny Oliveira Santos Bacchi, 165

Capítulo 11

Atributos Físicos e Hídricos em Solo Tratado com Lodo de Esgoto

José Ronaldo de Macedo; Manoel Dornelas de Souza; Klaus Reichardt e Osny Oliveira Santos Bacchi, 193

Capítulo 12

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

Wagner Bettiol; Silvana Aparecida Pavan Fernandes e Carlos Clementi Cerri, 207

Capítulo 13

Influência de Lodos de Esgoto nas Populações de Ácaros e Colêmbolos de Solo em Cultura de Milho

Luiz Antônio Silveira Melo, 227

Capítulo 14

Efeito de Lodos de Esgoto na Ocorrência de Lagarta do Cartucho do Milho

Luiz Antônio Silveira Melo, 235

Capítulo 15

Efeito do Lodo de Esgoto na Incidência da Podridão do Colmo do Milho Causada por *Fusarium*

Wagner Bettiol e José Abrahão Haddad Galvão, 243

Capítulo 16

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

Carolina Leoni e Raquel Ghini, 255

Capítulo 17

Lodo de Esgoto Associado à Solarização do Solo para o Controle de *Pythium* spp.

Raquel Ghini; Ivone Alberta Swart Schoenmaker e Wagner Bettiol, 293

Capítulo 18

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo: Estudos de Casos

Wagner Bettiol e Idalmir dos Santos, 317

1

Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto: Descrição do Estudo

*Wagner Bettiol; Otávio Antonio de Camargo;
José Abrahão Haddad Galvão e Raquel Ghini*

Introdução

O desconhecimento dos efeitos do lodo de esgoto na comunidade de organismos, na dinâmica de carbono e nitrogênio, nas propriedades físicas e químicas, no comportamento dos metais pesados, dos compostos orgânicos persistentes e dos patógenos humanos nos solos tropicais é o principal problema relacionado com a sua utilização agrícola. Sabendo-se que a aplicação do lodo de esgoto causa alterações nesses compartimentos, há necessidade de identificá-las para verificar se não serão deletérias para os agroecossistemas, para os organismos, para o desenvolvimento das culturas e para o ambiente, contaminando o solo, o ar e a água. Como nas condições de solos tropicais praticamente não existem trabalhos que avaliem o efeito do lodo de esgoto na agricultura e seus impactos ambientais nos agroecossistemas é fundamental que tais estudos sejam realizados.

Nas discussões sobre a disposição do lodo de esgoto em solos, os efeitos sobre o ambiente e saúde pública vêm se destacando no cenário internacional. No Brasil, além desses aspectos, as discussões para o estabelecimento de normas vêm ocorrendo em todo o território nacional e envolvendo diversos grupos da sociedade. Dessa forma, há necessidade de ampliar os conhecimentos sobre os efeitos ambientais do uso do lodo de esgoto, em longo prazo, nas condições tropicais, sendo esse justamente o objetivo do presente estudo.

O projeto, denominado “Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto”, desenvolvido na Embrapa Meio Ambiente, conta com a participação das seguintes entidades: Embrapa Meio Ambiente, Embrapa

Solos, Instituto Agronômico de Campinas, Instituto Biológico do Estado de São Paulo, Universidade Federal de Lavras, Universidade Federal do Paraná, Universidade Estadual Paulista, ESALQ/USP, CENA/USP, SABESP e outras.

Objetivos

O projeto tem como objetivo geral obter informações sobre os efeitos do uso agrícola do lodo de esgoto sobre componentes do agroecossistema.

Os objetivos específicos são:

1. Avaliar, no tempo, o efeito da composição química, da taxa e da frequência de aplicação de lodo de esgoto sobre os teores, a evolução das formas químicas e mobilidade dos metais pesados no solo, ao longo do tempo;
2. Avaliar o efeito da aplicação de lodo de esgoto na absorção de metais pesados pelo milho;
3. Comparar a capacidade de diferentes métodos de extração em prever a disponibilidade de metais pesados, a fim de selecionar o mais adequado;
4. Avaliar o efeito da adição de lodo de esgoto na lixiviação de nitrato no perfil do solo;
5. Avaliar a mineralização do nitrogênio, a decomposição de carbono orgânico e a biomassa microbiana pela adição de lodo de esgoto no solo;
6. Avaliar a disponibilidade de fósforo para plantas de milho cultivadas em solo tratado com lodo de esgoto;
7. Avaliar os efeitos do lodo de esgoto no pH e na condutividade elétrica do solo;
8. Avaliar a estrutura do solo quanto à estabilidade, qualidade de agregados e resistência à degradação, sob diferentes tratamentos com lodo de esgoto;
9. Avaliar o efeito da aplicação do lodo de esgoto sobre as comunidades de organismos do solo com funções determinantes para o funcionamento dos agroecossistemas, mais especificamente sobre a atividade microbiana e comunidade de insetos;

10. Avaliar os efeitos do lodo de esgoto na incidência e severidade de doenças e pragas.

Hipótese Científica

O lodo de esgoto causará alterações na comunidade de organismo do solo, nos teores de metais pesados, na mineralização do C e N, na fitodisponibilidade de fósforo e nas propriedades físicas e químicas, sendo que adição contínua de lodo de esgoto poderá causar alterações sobre os componentes do agroecossistema e contaminação do solo, da água e do ar.

Material e Métodos

A metodologia aqui descrita é fundamental para o entendimento de grande parte dos capítulos deste livro, pois quase todos os estudos foram desenvolvidos nessa área experimental, sendo que aqueles estudos desenvolvidos em outras áreas foram descritos detalhadamente em cada capítulo. Também são descritas detalhadamente em cada capítulo as metodologias específicas.

O experimento foi conduzido no Campo Experimental da Embrapa Meio Ambiente, localizado em Jaguariúna (SP), latitude 22°41' sul, longitude 47° W. Gr. e altitude de 570 m, em Latossolo Vermelho Distroférico (textura argilosa), cujas características físicas e químicas na camada de 0-20 cm, antes do início do estudo foram as seguintes: pH em água = 5,8; MO = 25,5 g kg⁻¹; P = 3,5 mg dm⁻³; K = 1,51; Ca = 27,5; Mg = 8,5; Al = 1; H = 35; CTC = 73,5 mmolc dm⁻³; V% = 50,8; e argila = 450 g kg⁻¹.

Os lodos de esgotos foram obtidos nas Estações de Tratamento de Esgoto de Barueri, SP, que trata esgotos domiciliar e industrial (Lodo de

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

Barueri – LB) e de Franca, SP, que trata esgoto essencialmente domiciliar (Lodo de Franca – LF). As principais características desses lodos são apresentadas na Tabela 1 e foram determinadas de acordo com EPA SW-846-3051 (EPA, 1986).

Os tratamentos estudados, para cada lodo, foram: testemunha absoluta; fertilização mineral (NPK) recomendada para a cultura (Raij et al., 1996); lodo de esgoto com base na concentração de nitrogênio para fornecer a mesma quantidade de N da fertilização mineral; e duas, quatro e oito vezes a dose de lodo de esgoto recomendada. Os cálculos das doses de lodo foram realizados em função do nitrogênio disponível para as plantas, considerando como sendo 30% a taxa de mineralização do nitrogênio (CETESB, 1999). Para os tratamentos com lodo de esgoto, quando necessária, foi realizada complementação com potássio, conforme o teor deste no lodo e da quantidade total aplicada em cada tratamento. Na Tabela 2 encontram-se as quantidades de lodo e de fertilizantes aplicadas em cada tratamento, durante quatro safras de milho. Os lodos foram distribuídos a lanço, na área total das parcelas experimentais, e incorporados a 20 cm de profundidade com auxílio de enxada rotativa, três a quatro dias antes da semeadura.

Os estudos, cujos resultados são apresentados nos capítulos posteriores, foram conduzidos por três a cinco anos, sendo que no primeiro foi cultivado o milho variedade CATI AL 30, com semeadura realizada em 05/04/1999; no segundo foi cultivado o híbrido AG1043, com semeadura em 13/12/1999 e no terceiro, quarto e quinto com o híbrido Savana 133S, com semeadura em 30/10/2000, 05/11/2001 e 22/11/2002, respectivamente. Um mês antes da aplicação do lodo para o terceiro cultivo foi realizada uma correção do pH, em cada parcela, individualmente, para pH 5,7; tendo como base curvas de neutralização do solo. Para todos os cultivos, os tratamentos culturais foram os padrões utilizados na cultura, sem irrigação. No final de cada safra foram retirados os restos culturais das parcelas.

O delineamento experimental foi o de blocos casualizados, com três repetições. Cada parcela apresenta dimensão de 10 x 20 m, com 12 linhas cada. As parcelas foram separadas por bordaduras, de, pelo menos, 5 m de cada lado, com braquiária mantida roçada.

Tabela 1. Características químicas dos lodos de esgotos das Estações de Tratamento de Esgoto de Franca (LF) e de Barueri (LB), localizadas no estado de São Paulo, utilizados em cinco cultivos de milho.

| Atributo* | Primeiro plantio | | Segundo plantio | | Terceiro plantio | | Quarto plantio | | Quinto plantio | |
|------------------------|------------------|--------|-----------------|-------|------------------|--------|----------------|-------|----------------|---------|
| | LB | LF | LB | LF | LB | LF | LB | LF | LB | LF |
| Unidade ⁽¹⁾ | | | | | | | | | | |
| Arsênio | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <0,01 | <0,01 | <0,1 | <0,1 |
| Alumínio | 28.781 | 32.564 | 25300 | 33500 | 23.283 | 23.317 | 11959 | 18189 | 14230,7 | 21672,2 |
| Cádmio | 12,8 | 3,32 | 9,5 | 2,0 | 9,4 | 2,05 | 16,2 | 1,14 | 14,0 | 0,6 |
| Chumbo | 364,4 | 199,6 | 233 | 118 | 348,9 | 140,5 | 137,9 | 78,6 | 148,7 | 43,0 |
| Cobre | 1058 | 239,8 | 1046 | 359 | 953,0 | 240,9 | 682,8 | 187,1 | 867,8 | 196,0 |
| Cromo total | 823,8 | 633,8 | 1071 | 1325 | 1297,2 | 1230,3 | 609,3 | 202,0 | 639,6 | 182,4 |
| Ferro | 54.181 | 33.793 | 32500 | 31700 | 37.990 | 24.176 | 39058 | 39895 | 32100 | 64900 |
| Mercurio | <0,01 | <0,01 | <1 | <1 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,1 | <0,1 |
| Molibdênio | <0,01 | <0,01 | <1 | <1 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,1 | <0,1 |
| Níquel | 518,4 | 54,7 | 483 | 74 | 605,8 | 72,4 | 331,3 | 63,9 | 270,0 | 49,5 |
| Selênio | <0,01 | <0,01 | <1 | <1 | <0,01 | <1 | <0,01 | <0,01 | <0,1 | <0,1 |
| Zinco | 2821 | 1230 | 3335 | 1590 | 3372 | 1198 | 2327,9 | 773,0 | 3330,0 | 890,6 |
| Boro | 36,2 | 40,7 | 11,2 | 7,1 | 29,3 | 19,7 | 10,7 | 10,4 | 17,6 | 13,6 |
| Carbono orgânico | 248,2 | 305,1 | 271 | 374 | 292,9 | 382,4 | 354,2 | 370,9 | 534,4 | 475,4 |
| pH | 6,6 | 6,3 | 6,4 | 6,4 | 6,4 | 5,4 | 8,5 | 8,9 | 8,0 | 8,3 |
| Umidade** | 66,4 | 83 | 80,2 | 82,4 | 71,2 | 82,7 | 79,5 | 74,6 | 78,8 | 78,5 |
| Sólidos Voláteis | 43,0 | 60,5 | - | - | 56,8 | 72,5 | 62,6 | 67,0 | 59,6 | 58,65 |
| N Total** | 21 | 56,4 | 49,7 | 67,5 | 42,1 | 68,2 | 50,8 | 49,7 | 79,7 | 57,7 |
| Fósforo | 15,9 | 16,0 | 31,2 | 21,3 | 26,9 | 12,9 | 17,7 | 13,8 | 17,9 | 27,3 |
| Potássio | 1,0 | 1,0 | 1,97 | 0,99 | 1,0 | 1,0 | 1,5 | 1,5 | 1,0 | 1,0 |
| Sódio | 0,5 | 0,5 | 0,6 | 0,6 | 0,5 | 0,9 | 0,5 | 0,5 | 0,9 | 0,4 |
| Enxofre | 13,4 | 16,3 | 10,8 | 13,3 | 17,1 | 15,7 | 11,7 | 9,3 | 14,5 | 10,1 |
| Cálcio | 40,3 | 29,2 | 22,8 | 16,8 | 47,8 | 24,8 | 20,1 | 13,3 | 19,4 | 11,5 |
| Magnésio | 3,0 | 2,2 | 3,7 | 2,5 | 4,5 | 2,2 | 3,7 | 2,7 | 3,8 | 5,0 |
| Manganês | 429,5 | 349,3 | 335 | 267 | 418,9 | 232,5 | 277,5 | 439,8 | 246,9 | 712,9 |

⁽¹⁾ Valores apresentados em base de matéria seca. ⁽²⁾ Determinado de acordo com EPA SW-846-3051 (1986), no IAC (Campinas, São Paulo).

^(**) Valores do N total e umidade foram determinados na amostra sob condição original, na Embrapa Meio Ambiente.

Tabela 2. Quantidades de lodo de esgoto e de N, P₂O₅ e K₂O aplicados via fertilizantes minerais nos cinco cultivos de milho

| | Lodo de esgoto (kg ha ⁻¹ - base seca) | | | | | N plantio + N cobertura (kg ha ⁻¹) | | | | | P ₂ O ₅ (kg ha ⁻¹) | | | | | K ₂ O (kg ha ⁻¹) | | | | | |
|------|---|-------|-------|-------|-------|---|-------|-------|-------|-------|---|----|----|----|----|--|----|----|----|----|---|
| | 1° | 2° | 3° | 4° | 5° | 1° | 2° | 3° | 4° | 5° | 1° | 2° | 3° | 4° | 5° | 1° | 2° | 3° | 4° | 5° | |
| Test | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NPK | - | - | - | - | - | 16+34 | 18+72 | 18+82 | 20+70 | 20+80 | 80 | 90 | 90 | 70 | 70 | 64 | 72 | 72 | 56 | 70 | - |
| F1N | 3014 | 3504 | 3766 | 4432 | 4300 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 28 | 33 | 58 | 96 | 63 | - |
| F2N | 6028 | 7008 | 7533 | 8863 | 8700 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 25 | 29 | 45 | 90 | 54 | - |
| F4N | 12057 | 14017 | 15065 | 17726 | 17400 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 17 | 23 | 18 | 75 | 36 | - |
| F8N | 24113 | 26033 | 30131 | 35452 | 34800 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 11 | - | 42 | 3 | - |
| Test | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NPK | - | - | - | - | - | 16+34 | 18+72 | 18+82 | 20+70 | - | 80 | 90 | 90 | 70 | 70 | 64 | 72 | 72 | 56 | 72 | - |
| B1N | 8095 | 3995 | 5315 | 5295 | 3200 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 | 28 | 40 | 87 | 57 | - |
| B2N | 16190 | 7991 | 10631 | 10591 | 6500 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 19 | 8 | 69 | 45 | - |
| B4N | 32381 | 15981 | 21262 | 21182 | 12900 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 | - | 33 | 21 | - |
| B8N | 64762 | 31962 | 42524 | 42363 | 25800 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

F = lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Esgoto(ETE) de Franca, SP. B = lodo de esgoto da ETE Barueri, SP. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; F1N, F2N, F4N e F8N = doses do lodo de Franca necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Referências

CETESB. **Aplicação de biossólidos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas - Critérios para projeto e operação (P4230)**. São Paulo: CETESB, 1999.

RAIJ, B.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo: Fundação IAC, 1996.

2

A Disposição de Lodo de Esgoto em Solo Agrícola

Wagner Bettiole Otávio Antonio de Camargo

Introdução

A crescente demanda da sociedade pela manutenção e melhoria das condições ambientais tem exigido das autoridades e das empresas públicas e privadas, atividades capazes de compatibilizar o desenvolvimento às limitações da exploração dos recursos naturais. Dentre os recursos, os hídricos, que até a geração passada eram considerados fartos, tornaram-se limitantes e comprometidos, em virtude da alta poluição em algumas regiões, necessitando, portanto, de rápida recuperação. Nessas condições, há que se tratarem os esgotos urbanos que são hoje os principais poluidores dos mananciais. No entanto, o tratamento dos esgotos, nas Estações de Tratamento de Esgoto – ETEs, gera um lodo rico em matéria orgânica e nutrientes, denominado lodo de esgoto, cuja adequada disposição final no ambiente deve ser preocupação já no planejamento das ETEs. Entretanto, diversos projetos de tratamento de esgotos não contemplam o destino final do lodo produzido e com isso anulam-se parcialmente os benefícios da coleta e do tratamento dos efluentes. Assim, torna-se necessário o desenvolvimento de alternativas seguras e factíveis para que esse resíduo não se transforme em novo problema ambiental.

A disposição final adequada do lodo é uma etapa problemática no processo operacional de uma estação de tratamento de esgoto, pois seu planejamento tem sido negligenciado e apresenta um custo que pode alcançar até 50% do orçamento operacional de um sistema de tratamento (Luduvic, comunicação pessoal; Andreoli, comunicação pessoal).

As alternativas mais usuais para o aproveitamento ou disposição final do lodo de esgoto são: disposição em aterro sanitário (aterro exclusivo e co-disposição com resíduos sólidos urbanos); reuso industrial (produção de

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

agregado leve, fabricação de tijolos e cerâmica e produção de cimento); incineração (incineração exclusiva e co-incineração com resíduos sólidos urbanos); conversão em óleo combustível; recuperação de solos (recuperação de áreas degradadas e de mineração); “landfarming” e uso agrícola e florestal (aplicação direta no solo, compostagem, fertilizante e solo sintético). Entre as diversas alternativas existentes para a disposição final do lodo de esgoto, aquela para fins agrícola e florestal apresenta-se como uma das mais convenientes, pois, como o lodo é rico em matéria orgânica e em macro e micronutrientes para as plantas, é recomendada a sua aplicação como condicionador de solo e ou fertilizante. Entretanto, o lodo de esgoto apresenta em sua composição diversos poluentes como: metais pesados, compostos orgânicos persistentes e organismos patogênicos ao homem; atributos que devem ser olhados com muito cuidado.

A disposição de esgotos na agricultura é uma prática antiga. As informações mais conhecidas são as originárias da China. No ocidente sabe-se que na Prússia, a irrigação com efluentes de esgotos era praticada desde 1560. Na Inglaterra, por volta de 1800, foram desenvolvidos muitos projetos para a utilização agrícola dos efluentes de esgoto, especialmente em razão do combate à epidemia do cólera. A prática de uso do solo como meio de disposição do esgoto ou do lodo tem sido freqüente em muitos países.

No Brasil, não é difundida a experiência de incorporar resíduos de esgoto, lodo e efluente, aos solos, porque ainda são poucas as cidades dotadas de estações de tratamento de esgotos. O Ministério do Meio Ambiente estima que menos de 10% do esgoto urbano produzido são tratados antes de serem lançados nos rios. Os dados da Tabela 1 mostram a situação da coleta de esgoto e lixo no Brasil.

Apesar dessa situação, diversos municípios brasileiros estão coletando e tratando adequadamente os esgotos e, por conseguinte, gerando lodo de esgoto. Algumas cidades como Araraquara, Araras, Araçatuba, Campinas, Caraguatatuba, Franca, Jundiaí, Limeira, Presidente Prudente, Ubatuba, Ribeirão Preto, São José dos Campos e São Paulo, SP; Curitiba, Londrina, Maringá, Paranaíba, PR; Belo Horizonte e Uberlândia, MG; Brasília, DF; Rio de Janeiro, RJ; Goiânia, GO; Recife, PE; Vitória e Cachoeira do Itapemirim, ES e Campo Grande, MS entre outras estão tratando os esgotos e gerando lodo. Alguns desses municípios vêm trabalhando no sentido de dispor o seu lodo gerado na agricultura.

Tabela 1. Situação do saneamento básico no Brasil por faixa etária.

| População | Sem esgoto | Sem água encanada | Sem coleta de lixo |
|-------------|------------|-------------------|--------------------|
| 0 a 15 anos | 45% | 23% | 37% |
| > 60 anos | 37% | 18% | 30% |

Fundação Getúlio Vargas (2000)

O volume de lodo gerado em muitos municípios é relativamente pequeno e são localizados em regiões agrícolas ou próximo delas, além de não apresentarem os problemas da intensa industrialização. Assim, de certa forma, a disposição do lodo de alguns desses municípios pode ser facilmente equacionada. A situação é bem mais complexa quando se considera a geração de lodo em regiões metropolitanas, como a de São Paulo. Nesses casos, além do volume gerado, deve ser considerada a falta de espaço para aterro sanitário na região e também a distância das áreas agrícolas e florestais. Outro problema que deve ser ponderado é a intensa industrialização dessas regiões que colabora com o aumento na concentração de metais pesados e compostos orgânicos persistentes. Dessa forma, além da necessidade de um adequado monitoramento, há que se trabalhar no sentido de evitar o lançamento de esgotos industriais no sistema.

Características do Lodo de Esgoto

A composição do esgoto varia em função do local de origem, ou seja, se proveniente de uma área tipicamente residencial ou tipicamente industrial, e da época do ano entre outros fatores. A Figura 1 apresenta a composição básica de esgoto domiciliar, encontrada nas estações de tratamento (Melo & Marques, 2000).

Da mesma maneira, o lodo de esgoto apresenta uma composição muito variável, pois depende da origem do esgoto, bem como do processo de tratamento do esgoto e do seu caráter sazonal. Um lodo de esgoto típico apresenta em torno de 40% de matéria orgânica, 4% de nitrogênio, 2% de fósforo, os demais macro e micronutrientes, além de elementos potencialmente

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

tóxicos. Na Tabela 2 pode-se observar as variações da composição de lodos de esgoto gerados em Estações de Tratamento de Esgoto. Assim, tanto as respostas agrônômicas, quanto os impactos ambientais, dependerão da composição dos lodos.

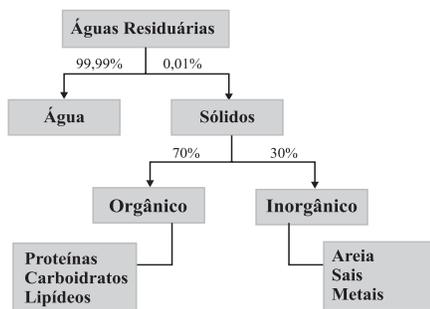


Fig. 1. Composição do esgoto doméstico (Melo & Marques, 2000).

Tabela 2. Características químicas de três lotes dos lodos de esgotos das Estações de Tratamento de Esgoto de Franca (LF), de Barueri (LB) e de Jundiá (LJ), localizadas no Estado de São Paulo, de Curitiba (LC) e de Paranavaí (LP), localizadas no Estado do Paraná.

| Atributo | Unidade ⁽²⁾ | LB* | LF* | LC** | LP** | LJ*** |
|------------------|------------------------|--------|--------|------|------|--------|
| Umidade | % | 71,2 | 82,7 | | | 76,2 |
| Sólidos Voláteis | % | 56,8 | 72,5 | | | 69,0 |
| pH | | 6,4 | 5,4 | 5,9 | 6,1 | 5,5 |
| Carbono orgânico | g kg ⁻¹ | 293 | 382 | 321 | 201 | 226 |
| Nitrogênio total | g kg ⁻¹ | 42,1 | 68,2 | 49,1 | 22,2 | 21,2 |
| Fósforo | g kg ⁻¹ | 26,9 | 12,9 | 3,7 | 0,95 | 4,5 |
| Potássio | g kg ⁻¹ | 1,0 | 1,0 | 1,5 | 0,34 | 0,66 |
| Cálcio | g kg ⁻¹ | 47,8 | 24,8 | 15,9 | 8,3 | 6,6 |
| Enxofre | g kg ⁻¹ | 17,1 | 15,7 | | | 11,1 |
| Sódio | g kg ⁻¹ | 0,5 | 0,9 | | | 2,4 |
| Magnésio | g kg ⁻¹ | 4,5 | 2,2 | 6,0 | 3,0 | 1,3 |
| Arsênio | mg kg ⁻¹ | < 1 | < 1 | | | Nd |
| Alumínio | mg kg ⁻¹ | 23.283 | 23.317 | | | 11.465 |
| Cádmio | mg kg ⁻¹ | 9,4 | 2,05 | 3 | | 9,2 |
| Chumbo | mg kg ⁻¹ | 348,9 | 140,5 | 123 | 60 | 136,4 |
| Cobre | mg kg ⁻¹ | 953,0 | 240,9 | 325 | 114 | 547 |
| Cromo total | mg kg ⁻¹ | 1297,2 | 1230,3 | 140 | 53 | 97,5 |
| Mercúrio | mg kg ⁻¹ | < 0,01 | < 0,01 | 1,0 | 1,8 | Nd |
| Molibdênio | mg kg ⁻¹ | < 0,01 | < 0,01 | | | Nd |
| Níquel | mg kg ⁻¹ | 605,8 | 72,4 | 73 | 37 | 25,3 |
| Selênio | mg kg ⁻¹ | < 0,01 | < 1 | | | |
| Zinco | mg kg ⁻¹ | 3372 | 1198 | 728 | 530 | 839 |
| Boro | mg kg ⁻¹ | 29,3 | 19,7 | | | 10,1 |
| Manganês | mg kg ⁻¹ | 418,9 | 232,5 | | | 425 |
| Ferro | mg kg ⁻¹ | 37.990 | 24.176 | | | 15.728 |

⁽¹⁾ Determinados de acordo EPA SW-846-3051 (1986), no IAC (Campinas, SP).

⁽²⁾ Os valores de concentração são dados com base na matéria seca.

*Bettli (2004) e Fernandes et al. (2004). **Andreoli (1999). ***Análise realizada pelo IAC.

Benefícios do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto

A utilização do lodo de esgoto em solos agrícolas tem como principais benefícios, a incorporação dos macronutrientes (nitrogênio e fósforo) e dos micronutrientes (zinco, cobre, ferro, manganês e molibdênio). Como os lodos são pobres em potássio, há necessidade de se adicionar esse elemento ao solo na forma de adubos minerais. Pode-se dizer que, normalmente, o lodo de esgoto leva ao solo as quantidades de nutrientes suficientes para as culturas, porém nem sempre de maneira equilibrada e em formas disponíveis para as plantas em curto prazo. Nesse sentido, deve-se conhecer a composição química dos lodos, bem como a dinâmica dos nutrientes após aplicação no solo, de forma a obter os benefícios agrônômicos, evitando os impactos ambientais negativos.

Com respeito à melhoria das condições físicas do solo, o lodo de esgoto, de modo semelhante às outras fontes de matéria orgânica, aumenta a retenção de água em solos arenosos e melhora a permeabilidade e infiltração nos solos argilosos e, por determinado tempo, mantém uma boa estrutura e estabilidade dos agregados na superfície.

Embora em quantidade ainda insuficiente, várias pesquisas conduzidas no país evidenciam que o lodo é um resíduo com potencial de uso agrícola. Para a cultura do milho no cerrado brasileiro, Silva et al. (2000) demonstraram que o lodo de esgoto, gerado pela CAESB em Brasília, DF, apresenta potencial para substituição dos fertilizantes minerais. Melo & Marques (2000) apresentam informações sobre o fornecimento de nutrientes pelo lodo de esgoto para as seguintes culturas: cana-de-açúcar, milho, sorgo e azevém. Existem ainda, informações do aproveitamento do lodo de esgoto para arroz, aveia, trigo, pastagens, feijão, soja, girassol, café e pêssego entre outras culturas (Bettiol & Camargo, 2000). Também em espécies florestais o lodo vem sendo utilizado com sucesso. Gonçalves et al. (2000) apresentam informações sobre o potencial do uso do lodo de esgoto, gerado na ETE de Barueri, SP, para o cultivo de eucalipto.

Poluentes do Lodo de Esgoto

Apesar de todas as vantagens, o lodo de esgoto pode apresentar em sua composição elementos tóxicos e agentes patogênicos ao homem. Dessa forma, há necessidade de se conhecerem os efeitos desses poluentes no solo quando utilizados na agricultura. Muitas questões ainda não foram respondidas pela pesquisa científica e esse é um fator ponderável a ser considerado quando de seu uso na agricultura.

Uma questão fundamental é a relacionada com a presença e concentração desses elementos potencialmente tóxicos. O lodo contém, normalmente, em concentrações superiores às encontradas nos solos, mesmo considerando lodos de origem domiciliar. Assim, a incorporação de lodos a solos agrícolas deve ser adequadamente planejada e monitorada. Além do zinco, cobre, manganês, ferro, molibdênio e níquel, que são micronutrientes essenciais para as plantas, mas que em altas concentrações podem causar sérios problemas, o cádmio e o chumbo podem também aparecer em quantidades consideráveis, especialmente se os lodos provêm de regiões industrializadas. Neste caso, há que se controlar e monitorar a aplicação porque, em especial, zinco, cobre e níquel, se presentes em teores elevados podem ser fitotóxicos, podendo até ser altamente prejudicial para os animais que se alimentem destas plantas, principalmente no caso do Cádmio. Por isso, em todos os países onde o lodo de esgoto é aplicado na agricultura existem normas estabelecendo, entre outras coisas, as concentrações máximas permitidas de metais pesados no lodo e o teor máximo acumulado no solo. A norma P4230 da CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, do estado de São Paulo), estabelece esses limites, os quais são apresentados na Tabela 3. Além desses limites, a norma também estabelece a taxa máxima de aplicação anual de metais em solos agrícolas tratados com lodo e a carga máxima acumulada de metais pela aplicação do lodo.

Como exemplo, na Tabela 2 são apresentados os dados de metais pesados obtidos de amostras de lodos originários de diversas ETEs. As variações são devidas basicamente à origem do esgoto.

A Disposição de Lodo de Esgoto em Solo Agrícola

Além de São Paulo, o Estado do Paraná, por meio do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), estabelece critérios para a disposição agrícola do lodo de esgoto. Nesse Estado, os critérios são mais restritivos do que em São Paulo. Entretanto, a partir do final de 2003, o CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) vem discutindo a regulamentação ao nível nacional da disposição do lodo de esgoto na agricultura. Também o Estado de São Paulo está realizando a revisão de sua norma. Nos dois casos acredita-se que as normas entrarão em vigor em 2006.

Tabela 3. Concentrações limites de metais pesados no lodo de esgoto aceitáveis para uso agrícola (base seca); taxa de aplicação anual máxima de metais em solos; e carga máxima acumulada de metais pela aplicação do lodo.

| Metal pesado | Concentração máxima permitida no lodo (mg kg ⁻¹) | Taxa de aplicação anual máxima (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹) | Carga máxima acumulada de metais pela aplicação do lodo (kg ha ⁻¹) |
|--------------|--|---|--|
| Arsênio | 75 | 2,0 | 41 |
| Cádmio | 85 | 1,9 | 39 |
| Cobre | 4.300 | 75 | 1.500 |
| Chumbo | 840 | 15 | 300 |
| Mercúrio | 57 | 0,85 | 17 |
| Molibdênio | 75 | - | - |
| Níquel | 420 | 21 | 420 |
| Selênio | 100 | 5,0 | 100 |
| Zinco | 7.500 | 140 | 2.800 |

Fonte: CETESB (1999)

A mobilidade dos metais pesados depende muito da reação do solo, ou seja, se ele é mais ou menos ácido e, de maneira geral, aconselha-se que o pH seja mantido acima de 5,5, para evitar que esses metais, potencialmente tóxicos, sejam absorvidos pelas plantas ou fiquem disponíveis no ambiente em quantidades que apresentem risco. À medida que aumenta o tempo de contato do lodo com o solo, diminui o perigo das plantas absorverem os metais pesados em excesso porque estes são fortemente retidos pelos colóides do solo, embora essa afirmativa nem sempre possa ser generalizada. Berton (2000) discute com detalhes os riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados.

O nitrogênio é um elemento essencial para o crescimento vegetal e para os seres vivos do solo. O uso adequado do lodo deve visar a sua eficiente utilização, com um mínimo de perdas por percolação, volatilização, desnitrificação e arraste superficial. Com a decomposição do lodo adicionado ao solo, o nitrogênio orgânico é convertido em amônio ou nitrato. Os colóides do solo podem reter o amônio, mas o nitrato, poderá ser lixiviado para fora da zona radicular, caso não seja absorvido pelas plantas e a condição hídrica permita, porque a capacidade dos solos em retê-lo é baixa. Por outro lado, em condições redutoras pode ocorrer a desnitrificação, processo pelo qual o nitrogênio na forma de nitrato é transformado em nitrogênio gasoso. Outra questão básica é o balanço do nitrogênio. A matéria orgânica do lodo aplicado ao solo sofre mineralização, liberando nitrogênio na forma amoniacal e nítrica que não é somado ao existente antes da aplicação. Assim, a quantidade de lodo aplicada deve ser tal que a quantidade de nitrato ou amônio presente não exceda àquela que a planta vai consumir, pois o excesso ficaria em forma lixiviável que poderia alcançar e contaminar corpos de água subterrâneos. Talvez esse elemento seja um dos mais importantes para monitoramento nas áreas onde o lodo é utilizado, na medida em que poderá contaminar o lençol freático. No capítulo 5 são discutidos detalhadamente os problemas com nitrato no perfil do solo.

É praticamente nulo o risco que o excesso de fósforo possa apresentar para as plantas porque dificilmente é constatada toxicidade por causa deste elemento e, por outro lado, os nossos solos, além de deficientes em fósforo, o retém com grande energia. Assim, a contaminação das águas subterrâneas por esse elemento é muito difícil. Entretanto, há que se ter precaução, pois o arraste do material sólido superficial por erosão levará consigo fósforo retido que, em certas situações, poderá ser liberado nos corpos de água superficiais para onde o material escorreu provocando, muitas vezes, intensa eutrofização.

A decomposição do lodo de esgoto pode provocar a elevação da condutividade elétrica da solução do solo acima dos níveis aceitáveis para as plantas, em especial em regiões de baixa pluviosidade. Nas regiões de alta pluviosidade, os perigos são momentâneos, apenas enquanto as chuvas não

A Disposição de Lodo de Esgoto em Solo Agrícola

arrastem os sais para fora da zona radicular. Dentre os sais provenientes da decomposição do lodo, os de sódio podem causar problemas, pois este elemento pode substituir o cálcio e o magnésio do complexo de troca, dispersando a argila, destruindo os agregados e a estrutura dos solos e reduzindo a permeabilidade e a infiltração da água.

Os lodos de esgoto contêm patógenos humanos como coliformes fecais, salmonela, vírus e helmintos, que são passíveis de serem reduzidos com tratamentos adequados. Entretanto, é muito importante o monitoramento da população desses organismos, tanto no lodo a ser utilizado na agricultura, como no solo onde ele foi aplicado. Soccol & Paulino (2000) discutem amplamente os riscos de contaminação do agroecossistema com parasitos em função do uso agrícola do lodo de esgoto. A norma P4230, da CETESB, que estabelece os critérios de aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas, classifica o lodo de esgoto quando à presença de patógenos, em Classe A e B. O lodo classe A é aquele que atende os seguintes critérios: densidade de coliformes fecais inferior a 10^3 NMP g^{-1} de sólidos totais e densidade de *Salmonella* sp. inferior a 3 NMP g^{-1} de sólidos totais. O lodo é considerado classe B quando a densidade de coliformes fecais for inferior a 2×10^6 NMP g^{-1} de sólidos totais. No caso do estado do Paraná, a norma do IAP estabelece limites para ovos de helmintos ($< 1 g^{-1}$) que são mais resistentes e de grande importância para a saúde pública brasileira. Esse procedimento é premente para as condições nacionais, pois a nossa população apresenta sérios problemas com relação a esses patógenos.

Outro grupo de contaminantes que merece atenção é o dos compostos orgânicos persistentes. Até o momento no Brasil, nenhuma norma estabelece limites para esses compostos. Além disso, são extremamente escassos os trabalhos com esses contaminantes no Brasil, existindo praticamente apenas uma análise apresentada por Tsutiya (2001).

Considerações Finais

O lodo de esgoto para ser utilizado na agricultura deve apresentar características adequadas e atender dentro de todos os critérios estabelecidos

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

nas normas. Além disso, um profissional habilitado (Engenheiro Agrônomo ou Engenheiro Florestal) deve ser o responsável técnico pelo seu uso e pelo rastreamento dos lotes aplicados. Além disso, há necessidade de se monitorarem os solos em relação ao nitrato, metais pesados, compostos orgânicos persistentes e patógenos humanos entre outras características. Outro aspecto importante é a transferência de informações para a sociedade, que deve ser feita de forma ampla e com transparência.

A literatura internacional sobre o assunto é relativamente abundante, de maneira especial nos EUA e nos países da Europa Ocidental. A literatura nacional dispõe de algumas importantes contribuições, mas ainda aquém das necessidades para fornecer bases seguras à normatização, manejo, fiscalização e controle da aplicação dos lodos urbanos na agricultura. Dessa forma, é indispensável o envolvimento dos órgãos de pesquisa e ensino nos estudos sobre os efeitos do lodo de esgoto nos solos tropicais, bem como os seus impactos no ambiente. Esses estudos devem ser executados preferencialmente em condições de campo e por equipes multidisciplinares.

Referências

ANDREOLI, C.V. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura e sua influência em características ambientais no agrossistema**. 1999. 278p. Tese (Doutorado) - UFPR, Londrina.

BERTON, R. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.259-268.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the incidence of corn stalk rot caused by *Fusarium*. **Summa Phytopathologica**, v.30, n.1, p.16-22. 2004.

CETESB. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação**. São Paulo, 1999. 32p. (Manual Técnico – P4230).

FERNANDES, S.A.P.; BETTIOL, W.; CERRI, C.C.; CAMARGO, P. Sewage sludge effects on gas fluxes at the soil-atmosphere interface, on soil $\delta^{13}\text{C}$ and on total soil carbon and nitrogen. **Geoderma**. v. 125. p. 49-57. 2005.

GONÇALVES, J.L.M.; VAZ, L.M.S.; AMARAL, T.M.; POGGIANI, F. Aplicabilidade de biossólido em plantações florestais: II. Efeito na fertilidade do solo, nutrição e crescimento das árvores. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.179-196.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.109-141.

SILVA, J. E.; RESCK, D.V.S.; SHARMA, R.D. Alternativa agronômica para o biossólido: a experiência de Brasília. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.143-152.

SOCCOL, V.T.; PAULINO, R.C. Riscos de contaminação do agroecossistema com parasitos pelo uso do lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.245-259.

TSUTIYA, M.T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, A.P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J. (Ed.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: Sabesp, 2001, cap.4, p.89-131.

3

Disposição de Lodo de Esgoto em Solo Agrícola: Instrumental para o Pensamento

Otávio Antonio de Camargo

O notável progresso científico que tem caracterizado este século agitou toda nossa estrutura sócio-econômica, a qual, em muitos aspectos, parecia consolidada.

As constantes inovações, originárias da pesquisa, revolucionaram o sistema produtivo, ampliando e diversificando todas as atividades tecnológicas. Ao mesmo tempo, e em decorrência de um desenvolvimento industrial explosivo, intensificaram-se os processos de origem e de expansão das grandes aglomerações humanas. A cada dia, mais e mais, as cidades passaram a polarizar o interesse de largas faixas da população, justificadamente atraídas pelas perspectivas de amplas possibilidades de emprego e de acesso a melhores padrões de vida. Em conseqüência, as áreas urbanas se ampliam em progressão quase assustadora; confundem-se nos seus limites e acabam por assumir a configuração típica do gigantismo dos grandes centros populacionais, que são efeito e causa de intrincada rede de atividades industriais, comerciais e dos mais variados tipos de prestação de serviços.

A maior parte dos problemas próprios dos grandes centros populacionais, dentre os quais se alinha, obviamente, toda a espécie de desajustes e de marginalização social, é sobejamente conhecida e sentida. Problema menos sentido em toda a sua extensão, com certeza, mas nem por isso menos grave, é o constituído pela deterioração da qualidade do ambiente e, inclusive, de condições essenciais à própria vida, causada por essas concentrações de milhões de indivíduos e dos mais diversos complexos fabris.

As populações estão envenenando a si próprias e em escala crescente, tornando já calamitosa a situação do abastecimento de água de inúmeras cidades. Diariamente, imensos volumes de resíduos domiciliares e industriais, altamente poluidores são continuamente produzidos. Seja por falta

de recursos, seja por negligência criminosa, grande parte desses resíduos é lançada diariamente nos cursos de água sem ter sofrido qualquer tipo de depuração prévia.

Por outro lado e deploravelmente, os resíduos domiciliares e industriais não são as únicas causas de degradação da qualidade do ambiente. Certamente, da agricultura, em sentido amplo, dependem as populações totalmente para sua alimentação e em muito também para o seu bem estar, pois raros são os bens de consumo que não utilizam alguma matéria-prima originária da agricultura. Desse modo, a sustentação do crescimento populacional e a crescente demanda de bens, a cada dia mais diversificada, continuamente exercem forte pressão sobre os recursos naturais e forçam a intensificação e a sofisticação do setor primário da produção. Este por sua vez, para atingir e manter altos níveis de produtividade, não pode prescindir da intensa utilização dos chamados insumos modernos. Agrotóxicos e fertilizantes podem, em maior ou menor grau, contribuir para a degradação da qualidade do ambiente. Some-se a isto o fato de se estar procurando usar o solo agrícola como alternativa de disposição de subprodutos de diferentes fontes e que apresentam virtudes, mas carregam muitas vezes um espectro de adversidades perigosas para o ambiente.

A conclusão inevitável, quando se consideram todas essas fontes de poluição e principalmente em projeção futura, é de que a humanidade já se defronta com o seu decisivo e, por isso mesmo, dramático desafio. A sua escala evolutiva, no sentido mais amplo que deva ter o desenvolvimento, não pode prescindir do progresso tecnológico e da sua intensificação. Mas estes já estão levando a concentração de resíduos a níveis insuportáveis, que se forem atingidos provocarão, sem dúvida, um desequilíbrio de todo o ecossistema, tornando inviável a vida do próprio homem e não apenas a dos seres que o rodeiam, como já está acontecendo.

A crescente demanda da sociedade pela manutenção e melhoria das condições ambientais tem exigido das autoridades e das empresas públicas e privadas atividades capazes de compatibilizar o desenvolvimento às limitações da exploração dos recursos naturais. Dentre os recursos, os hídricos, que até

Disposição de Lodo de Esgoto em Solo Agrícola: Instrumental para o Pensamento

a geração passada eram considerados fartos, tornaram-se limitantes e seriamente comprometidos, em virtude da alta poluição em algumas regiões, necessitando de rápida recuperação. Nessas condições, há que se tratar os esgotos urbanos que são os principais poluidores dos mananciais.

O tratamento dos esgotos resulta na geração de um lodo rico em matéria orgânica e nutrientes, denominado lodo de esgoto, havendo necessidade de uma adequada disposição final desse “resíduo”. Entretanto, diversos projetos de tratamento de esgotos, senão a maioria, não contempla o destino final do lodo produzido e com isso anulam-se parcialmente os benefícios da coleta e do tratamento dos efluentes. Assim, a comunidade precisa encarar com muita seriedade este problema e, com auxílio das pesquisas científicas e tecnológicas, desenvolver alternativas seguras e factíveis para que esse produto não se transforme num novo problema ambiental.

A disposição final adequada do lodo é uma etapa problemática no processo operacional de uma estação de tratamento de esgoto, pois seu planejamento tem sido negligenciado e apresenta um custo que pode alcançar até 50% do orçamento operacional de um sistema de tratamento.

Entre as diversas alternativas existentes para a disposição final do lodo de esgoto, aquela para fins agrícola e florestal apresenta-se como uma das mais convenientes, pois, como o lodo é rico em matéria orgânica e nutrientes para as plantas, é amplamente recomendada sua aplicação como condicionador de solo e/ou fertilizante. Entretanto, o lodo de esgoto apresenta em sua composição diversos poluentes como: metais pesados, compostos orgânicos persistentes e organismos patogênicos ao homem; atributos que devem ser olhados com muito cuidado.

A adoção da prática de uso do solo como meio de disposição do esgoto ou do lodo tem sido freqüente em muitos países. No Brasil, não é difundida a prática de incorporar resíduos de esgoto - lodo e efluente - aos solos, porque ainda são poucas as cidades dotadas de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), mas esse número vem crescendo consideravelmente.

Existe uma crescente demanda para a disposição do lodo de esgoto nos solos agrícolas e a comunidade científica e técnica já vem debatendo o

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

assunto com certa intensidade. Entretanto, há que se refletir sobre o assunto de forma ampla e envolvendo toda a sociedade, de maneira especial no que diz respeito a uma possível agressão ambiental. A matéria deve ainda ser tratada não como um inimigo a ser eliminado, mas como um desafio a ser vencido. Para tanto, convido-os a fazer uma reflexão sobre alguns ângulos que o cenário merece. Como figura de retórica, chamo-a de os dez *pés* do lodo.

O homem nos últimos quinhentos anos, já na era científica, se depara com a mudança de alguns PARADIGMAS que influenciam de maneira significativa seu comportamento e coloca-o no seu devido lugar perante a natureza. Primeiro surgem as idéias de Nicolau Copérnico que o tira do centro do universo e o reduz a um importante, mas ínfimo objeto, não o humilhando, porém fazendo-o lembrar que é um componente de um sistema maior e maravilhoso. Em seguida, Charles Darwin apresenta-o ao seu primo macaco que se a princípio o assusta, arremete-o ao devaneio de participar da evolução de algo magnífico que é a vida. E nas últimas décadas ele percebe que habita a Terra e, estarrecido, acorda do seu sono e sente que nessa nave não há passageiros, mas apenas tripulantes. A problemática do meio ambiente afeta a todos.

Com esta nova percepção de mundo, começa a analisar a situação e vem estabelecendo outros parâmetros na construção do seu conceito de progresso, procurando substituir os frios índices econômicos de um modelo desenvolvimentista desajustado e sujo por índices sociais que levem em consideração o desenvolvimento humano e a qualidade de vida no planeta. Dentro desta perspectiva principia a elaboração de uma nova ética alicerçada em três grandes suportes: a preservação de uma diversidade cultural, justiça social e PRUDÊNCIA ambiental. Prudência e canja de galinha não fazem mal a ninguém. Ela é uma característica do ser moderado, cauteloso. A visão com fatos ambientais muitas vezes é míope e o alcance dos estragos a longo prazo escapa-nos tanto do racional como do intuitivo. Por isso, as questões relacionadas ao ambiente têm que ser discutidas à exaustão, sempre lembrando que o jogo da vida é uma brincadeira de bumerangue. Nossos pensamentos, palavras e obras retornam a nós, mais cedo ou mais tarde, com impressionante

Disposição de Lodo de Esgoto em Solo Agrícola: Instrumental para o Pensamento

exatidão. Na natureza não existem nem prêmios nem castigos, mas conseqüências.

A norma P4230 da CETESB foi estabelecida a partir de uma leitura cuidadosa, por técnicos e cientistas de diversas instituições paulistas, da USEPA 503, dos Estados Unidos. Embora este país estude intensamente a matéria há pelo menos três décadas sabe-se que as premissas levantadas como de que o próprio lodo provê o sistema com material suficiente para diminuir a disponibilidade de muitos elementos e que apenas o pH é o atributo a ser considerado para tanto é ainda assunto de muita polêmica enquanto processos cercados de muita incerteza científica. É nesse sentido que se deve olhar a norma, ou seja, do ponto de vista da PERMISSIVIDADE que é uma característica muito criticada da 503, se comparada com os padrões de outros países. Não se pode esquecer que, embora sejamos um país de dimensões continentais e com uma enorme área de solo agricultável, os maiores problemas se concentram próximos aos grandes e médios centros urbanos que, muitas vezes, ou por características intrínsecas do próprio solo ou da paisagem que ele ocupa não são adequados para o destino final, nem de lodo de esgoto nem de quaisquer outros resíduos ou subprodutos que possam representar uma ameaça ao ambiente. Assim, há que se reverem os números e boa parte da filosofia de nossa norma levando em consideração uma visão de mais longo prazo.

Deve-se levar também em consideração que muito material de pesquisa e de padrões que se dispõe permite apenas o diagnóstico da situação. A extensão de danos de modo abrangente só pode ser avaliada com um PROGNÓSTICO. Aqui devem ser estudados a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas. Merece destaque que desastres não acontecem a todo o momento e que doses pequenas, muitas vezes homeopáticas, de um elemento ou substância, podem, em longo prazo causar desequilíbrios de monta no ecossistema.

Para que se atinja um entendimento da relação do lodo no ambiente, PESQUISAS ABRANGENTES devem ser realizadas. O assunto vem sendo tratado com certa profundidade nas instituições de pesquisa agrícola do estado e do país. Dos meados da década de 90 até hoje, muita coisa evoluiu neste

contexto como, por exemplo, a noção da necessidade de serem conduzidos ensaios no campo e de longa duração. Entretanto, certos ajustes finos e a incorporação de outros ramos do conhecimento para estabelecimento de parâmetros mais sólidos no entendimento dos processos no ambiente ainda são insipientes. O relacionamento intra, inter e transdisciplinar com outros campos do conhecimento urge e é fundamental.

Para que a disposição de lodo no solo agrícola seja bem sucedida e de forma sustentável o PLANEJAMENTO ocupa lugar de destaque. Se a pesquisa só fornece subsídios limitados ao campo essencialmente agrícola não é possível planejar para o ambiente. Além do mais, acoplar o conhecimento da produtividade das culturas apenas à produção de alimentos e fibra é muito pouco. É só com uma base sólida fornecida pela pesquisa integrada que se gerará o conhecimento necessário à construção do saber que oferecerá o alicerce adequado a um planejamento sustentável.

Entretanto, deve ser destacado que nossas pesquisas, embora os grupos envolvidos sejam competentes, ainda não são suficientes para construir cenários ambientais seguros. Assim, a PRECIPITAÇÃO ao usar os resultados, pode ser arriscada. Muita cautela, bom senso e discussão ainda são necessários na elaboração de projetos que conduzam a uma evolução sustentável dos agroecossistemas.

PARTICIPAÇÃO tanto do Estado como da sociedade. A degradação ambiental não é consequência do desenvolvimento, mas de uma modalidade particular dele, fazendo-se assim necessária e urgente uma correção significativa de rota. A solução não está em desacelerar o desenvolvimento, mas mudar qualitativa e quantitativamente o modelo, mantendo como alvo primacial o melhoramento da qualidade de vida, porém nem sempre pensando em crescimento apenas como aumento da produção. Para tanto, não se pode ter um Estado pequeno, fragmentado e frágil, como tem acontecido em muitas partes do mundo, e em especial no nosso país, mas um Estado que, se pequeno, sadio e robusto. O definhamento de instituições de ensino, pesquisa, fiscalização e supervisão ligadas ao Estado e, portanto, neutras e reais protetoras dos interesses da sociedade, é um perigo à possível entrada de capitais imorais e

Disposição de Lodo de Esgoto em Solo Agrícola: Instrumental para o Pensamento

atravessadores inescrupulosos das questões ambientais. Por outro lado, a sociedade, principalmente em nível de município, precisa participar da problemática ambiental por meio de conselhos comunitários que não sejam consultivos, mas sim deliberativos, traçando os rumos da demanda necessária de pesquisa e opinando na sua elaboração mostrando a sua visão de usuário e participante do sistema.

Finalmente, deve ser lembrado um PECADO CAPITAL. Não adianta querer camuflar o boneco. Não existe dono da Natureza, ela é *per se*. Ela estabelece as leis. Ela pode estabelecer terremotos, furacões, até erosão... O Pinatubo pode liberar em algumas horas 800 toneladas de mercúrio na atmosfera. Nós não. Não podemos estabelecer nossos limites nivelando-os à Natureza. Nossos limites têm que ser estabelecidos de forma sustentável. Isso quer dizer “satisfazer as necessidades do presente sem comprometer a capacidade das futuras gerações de satisfazer as suas próprias necessidades”.

PONTO FINAL: *TODO CUIDADO É POUCO, NÃO TEMOS O DIREITO DE EMPORCALHAR A CASA QUE NOS FOI GENTILMENTE, MAS APENAS, CEDIDA.*

4

Dinâmica de Metais Pesados em Latossolo Adubado com Lodo de Esgoto e em Plantas de Milho

Carlos Alberto Silva; Otacílio José Passos Rangel; Wagner Bettiol; Celso Vainer Manzatto; Rita Carla Boeira e José Flávio Dynia

Introdução

Uma das conseqüências do crescimento demográfico nas últimas décadas foi o aumento do volume de esgoto produzido, principalmente nas grandes cidades. O descarte desse resíduo em rios e em mananciais constituiu-se em um dos maiores problemas ambientais a serem enfrentados nesse início de século, uma vez que o destino inadequado do esgoto produzido nas cidades brasileiras tem resultado em degradação acelerada das reservas de água presentes no Brasil. Existe, contudo, a possibilidade do esgoto produzido ser tratado, gerando o lodo de esgoto, que se constitui em importante fonte de nutrientes e de matéria orgânica.

Nos EUA, estima-se que 3,5 milhões de Mg ano⁻¹ de lodo de esgoto, cerca de 54% do total produzido, são aplicados na agricultura. Na Alemanha, França e Grã-Bretanha esse valor atinge, respectivamente, 2,5 milhão de Mg ano⁻¹ (32% do total), 0,85 milhão de Mg ano⁻¹ (60% do total) e 1,08 milhão de Mg ano⁻¹ (55% do total) (Rogalla, 1998). No Brasil, ainda não existe uma estimativa confiável sobre a utilização do lodo de esgoto em áreas agrícolas, reflexo de um programa de saneamento público deficitário, em que apenas 30% de todo esgoto produzido nas cidades brasileiras é coletado e, desse total, cerca de 8% recebe algum tipo de tratamento. Tal situação leva ao descarte diário de 10 milhões de m³ de esgotos em rios e córregos, com perspectivas de aumento desses valores em função da inclusão de esgotos de mais de 70 milhões de habitantes nas redes de coleta até o ano de 2010 (Andreoli & Pegorini, 1998).

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

Em algumas cidades brasileiras onde o lodo esgoto é gerado, as Estações de Tratamento de Esgoto estão sendo implantadas e/ou ampliadas, o que demanda por conhecimentos científicos sobre as formas adequadas de disposição desse resíduo no ambiente. Entre as alternativas existentes, a que se destina ao uso desse resíduo em áreas agrícolas é a que se apresenta como a de menor custo e que causa menores danos ao ambiente (Carvalho & Barral, 1981), em função do uso de lodo promover melhorias na fertilidade do solo e na produtividade das culturas (Melo & Marques, 2000). O uso de resíduos orgânicos, em geral, traz benefícios em função da ciclagem e aumento da biodisponibilidade de alguns nutrientes de plantas, além de contribuir para a melhoria das condições físicas e biológicas do solo (Melo & Marques, 2000; Xin et al., 1992). Entretanto, por conter teores variáveis de metais pesados, o lodo pode poluir o solo e contaminar as plantas, o que poderia comprometer a saúde humana e animal. Em geral, as preocupações ambientais em relação aos metais pesados estão associadas à absorção e acúmulo desses elementos nos tecidos das plantas e na cadeia alimentar; aos processos de perdas desses elementos por lixiviação e erosão; e à possibilidade de liberação, ao longo do tempo, de metais pesados retidos nos constituintes orgânicos e minerais do solo.

Ao se considerar o uso agrônômico de lodo, e a possibilidade de contaminação do solo com metais pesados, torna-se necessário identificar, “a priori”, a origem desse resíduo, uma vez que as concentrações de metais pesados tendem a ser menores em lodos originados de esgotos residenciais, em relação àqueles em que os efluentes industriais predominam (Bettiol et al., 1983). Além da origem do lodo, é preciso considerar as quantidades desse resíduo adicionadas no solo ao longo do tempo, sendo essa a principal razão de os órgãos de controle ambiental estabelecerem cargas máximas de metais pesados a serem adicionadas ao solo (CETESB, 1999; USEPA, 1993).

As características da fonte contaminante também influenciam a disponibilidade dos metais pesados. Isso ocorre em razão da disponibilidade dos metais pesados adicionados como sal solúvel diferir daquela observada para metais adicionados ao solo via lodo de esgoto (Logan & Chaney, 1983). Os

outros componentes do lodo podem ter uma influência importante na disponibilidade do elemento contaminante, quer pela sua adsorção aos constituintes do lodo, quer pela interação com outros elementos e sais presentes no resíduo. Em geral, os constituintes inorgânicos do lodo de esgoto adsorvem especificamente os metais pesados, não sendo esperado um aumento da disponibilidade com o tempo, ao contrário, a tendência é de haver uma diminuição à medida que ocorre o processo de oclusão do metal nas superfícies dos precipitados (Brown et al., 1998). Além disso, atributos do solo, tais como pH, teor de matéria orgânica, textura e composição das argilas, potencial redox, competição entre metais pelos sítios de adsorção, reações de complexação, temperatura e atividade microbiana exercem influência sobre as taxas de decomposição dos resíduos orgânicos e, por conseguinte, sobre a solubilidade e mobilidade dos metais pesados no solo, e no transporte desses elementos até a superfície das raízes (Lindsay, 1979).

Na maioria das vezes, a contaminação por metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto é avaliada pela determinação dos teores totais desses elementos. Existem, todavia, uma série de outros fatores que regulam a disponibilidade dos metais no solo e o fluxo desses elementos até a etapa de absorção pelas plantas, sendo necessário, no que se refere à dinâmica de metais pesados adicionados ao solo via lodo de esgoto, o conhecimento das concentrações fitodisponíveis desses elementos. Para a avaliação da fitodisponibilidade, têm sido empregados diversos extratores químicos, cuja eficiência é atribuída em função da correlação entre as quantidades extraídas do solo e as quantidades acumuladas ou os teores dos elementos em órgãos das plantas (Abreu et al., 2002). Estudos de fitodisponibilidade em áreas que receberam lodo de esgoto têm utilizado extratores ácidos, principalmente Mehlich 1 e 3, e o complexante orgânico DTPA, sendo que alguns autores têm obtido boas correlações para determinados metais adotando essas técnicas de extração (Bertoncini, 1997; Anjos & Mattiazzo, 2001).

A simples adoção dos critérios estabelecidos nas legislações de outros países não torna segura, por tempo indeterminado, a utilização agrícola do lodo de esgoto nos solos brasileiros, sendo imprescindível, para nossas

condições de solo e lavouras, o monitoramento periódico de metais em áreas tratadas com lodo. Sob as condições de cultivo de solos brasileiros, torna-se necessário o estudo de critérios abrangentes para a definição da carga máxima cumulativa e das taxas de aplicação de lodo de esgoto, em nível regional, para que as doses máximas de lodo a serem aplicadas não contaminem o solo e os produtos colhidos.

Neste capítulo, são avaliados os efeitos de aplicações de doses crescentes de lodos de esgoto, oriundos das ETEs de Barueri e Franca, SP, sobre a dinâmica de metais pesados em Latossolo cultivado com milho durante três cultivos consecutivos, sendo discutidos os seguintes aspectos: 1) teor total de metais pesados no solo; 2) metais pesados nas folhas e grãos do milho; 3) teor extraível de metais pesados no solo; e 4) fitodisponibilidade de metais pesados. Como fonte principal de dados, são apresentados e discutidos alguns resultados obtidos na execução de ações de pesquisa do projeto Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto, conduzido em parceria com a Embrapa Solos e a Embrapa Meio Ambiente. Os detalhes do experimento são apresentados no capítulo 1.

Teor total de metais pesados em solo

O acúmulo de metais pesados em solo, em função de aplicações sucessivas de lodo de esgoto, é um dos aspectos que causa preocupação com relação à segurança ambiental necessária para a viabilização do uso desse resíduo na agricultura. A obtenção de dados sobre o acúmulo de metais pesados no solo, ao longo do tempo, é realizada por meio da determinação dos teores totais desses elementos. A quantidade total de um determinado elemento no solo representa a capacidade potencial do solo de fornecê-lo à planta e é função, principalmente, do material de origem do solo, bem como também da ação antrópica, como o descarte de resíduos agro-industriais por períodos relativamente prolongados no solo.

Na maioria dos estudos, a determinação dos teores totais de metais pesados é feita pela digestão do solo em ácido fluorídrico (HF) juntamente com

outros ácidos fortes, contudo, o uso de HF na rotina de laboratórios é pouco recomendado, por se tratar de reagente altamente corrosivo e de difícil manuseio. Por esse motivo, a preferência pelo uso de ácidos fortes, como HNO_3 ou mistura de ácidos, tais como ácidos nítrico e perclórico ($\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4 - 5:1$) ou *água régia* ($\text{HNO}_3 + \text{HCl} - 3:1$) é muito comum (Abreu et al., 1996). Atualmente a determinação dos teores totais de metais pesados tornou-se menos morosa pela introdução do método desenvolvido pela EPA (1986), que emprega água oxigenada + ácido nítrico + ácido clorídrico, e pela substituição dos blocos digestores pelo forno de microondas no processo de digestão. Com essas novas metodologias de determinação, a avaliação dos teores totais de metais pesados tornou-se mais freqüente na rotina dos laboratórios, principalmente nos Estados Unidos, onde estes teores são utilizados como referência para monitoramento ambiental, na avaliação das cargas de poluentes nos solos, especialmente nas situações em que os solos vêm recebendo aplicações constantes de resíduos urbanos e industriais (Abreu et al., 2001).

Os teores totais de alguns metais pesados na camada superficial de solos são apresentados por Camargo et al. (2001). Em nível mundial, os valores mínimos e máximos de Cu, Ni, Pb e Zn encontrados são, respectivamente: 2-100; 5-500; 20-500; e 10-300 mg kg^{-1} . Para os solos do Estado de São Paulo, dos elementos citados, apenas o Cu e o Zn encontram-se em valores máximos acima dos níveis mundiais (340 e 315 mg kg^{-1} , respectivamente).

Na Figura 1, são apresentados os resultados relativos ao efeito da aplicação de lodo de esgoto sobre os teores totais de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em Latossolo, durante três cultivos sucessivos de milho. A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2001) estabelece os seguintes valores orientadores desses metais pesados em solos agrícolas: Cu, 100 mg kg^{-1} ; Ni, 50 mg kg^{-1} ; Pb, 200 mg kg^{-1} ; e Zn, 500 mg kg^{-1} . Segundo Kabata Pendias & Pendias (2001), a faixa ou valores críticos de metais pesados em solos são: Cu, 60-125 mg kg^{-1} ; Mn, 1500 mg kg^{-1} ; Ni, 100 mg kg^{-1} ; Pb, 100-400 mg kg^{-1} ; e Zn, 70-400 mg kg^{-1} . A escolha do critério para avaliação dos teores totais de metais pesados no solo, nesse estudo, foi baseada no princípio da precaução

e em critérios adotados para condições de clima tropical, sendo, portanto, adotado os valores orientadores estabelecidos pela CETESB (2001), exceção feita ao Mn, em razão de ter sido considerado o valor descrito em Kabata Pendias & Pendias (2001).

A aplicação do lodo oriundo de Barueri (LB) promoveu os maiores incrementos nos teores totais dos metais avaliados, sendo esse efeito mais pronunciado para Cu, Ni e Zn, cujos teores aumentaram nos três cultivos de milho. Esse mesmo efeito, quando da aplicação do lodo de Franca (LF), também foi observado para Cu, Ni e Zn, porém os teores totais de Cu e Ni no solo só aumentaram em dois cultivos de milho.

O acréscimo nos teores de Cu e Zn pode ser explicado pelas altas concentrações desses metais presentes nos lodos utilizados (LB: 1019 e 3176 mg kg⁻¹; LF: 279,9 e 1339 mg kg⁻¹, respectivamente para Cu e Zn, média das três remessas das duas fontes de lodo) sendo esse acréscimo, em geral, maior nas parcelas adubadas com o LB. Aumentos nos teores de Cu e Zn em solo, na profundidade de 0-20 cm, foram também verificados no estudo de Ligo et al. (1987), em que as doses de lodo de esgoto aplicadas atingiram até 72 Mg ha⁻¹ (base seca). Resultados similares foram obtidos por Berton et al. (1989), Pombo et al. (1989) e Simon et al. (1992). No estudo de Valadares et al. (1983), a aplicação de lodo de esgoto em doses superiores a 60 Mg ha⁻¹ (base seca) proporcionou uma redução na produção de alface, em função da toxidez de Zn que atingiu teores totais no solo acima de 415 mg kg⁻¹.

Do mesmo modo, os acentuados acréscimos nos teores totais de Ni no solo nos três ciclos de cultivo, em que se aplicou o LB, podem ser explicados pelo maior teor de Ni neste resíduo (535,7 mg kg⁻¹, média das três remessas do LB), comparado ao LF (67,3 mg kg⁻¹, média das três remessas do LF). As doses utilizadas do LF foram suficientes para aumentar de forma significativa os teores totais de Ni no 1º e 3º cultivos de milho.

Dinâmica de Metais Pesados em Latossolo Adubado com Lodo de Esgoto e em Plantas de Milho

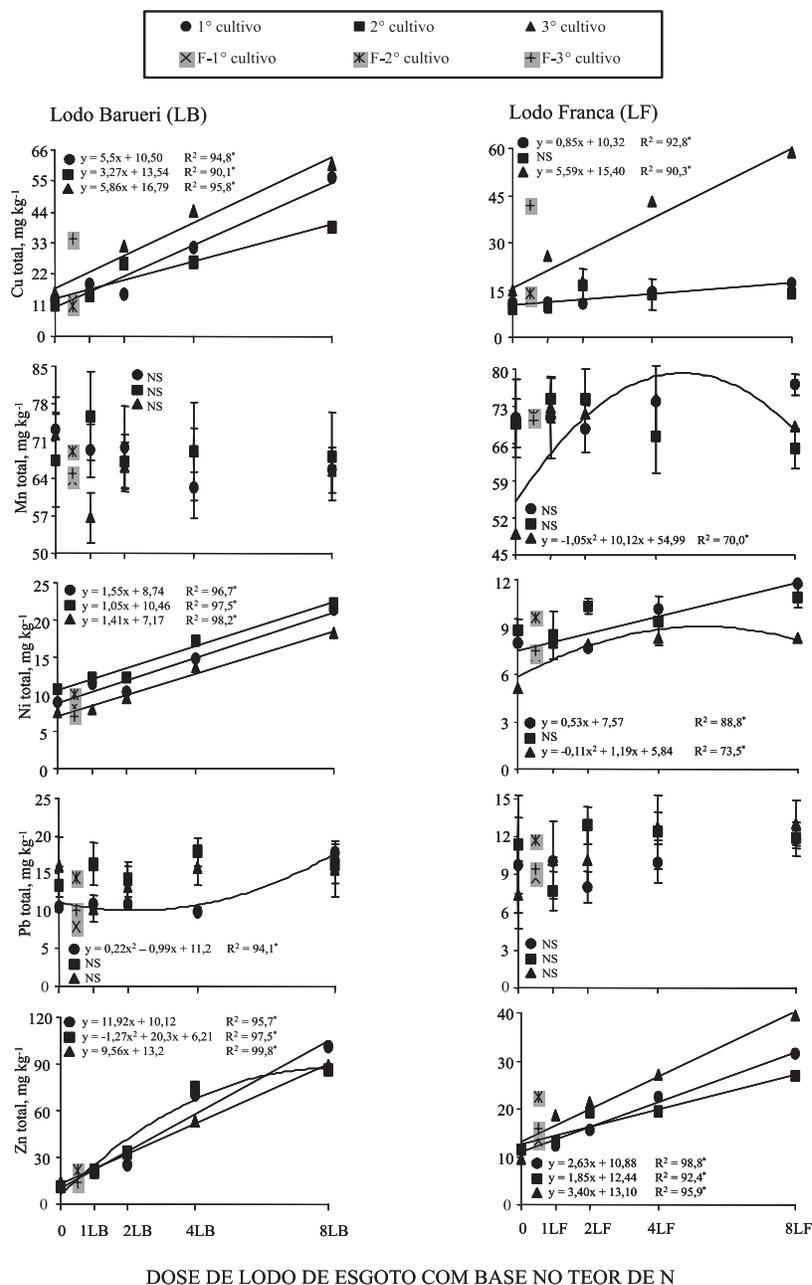


Fig. 1. Teores totais de metais pesados em Latossolo adubado com doses crescentes dos lodos de esgoto de Barueri (LB) e Franca (LF) durante três cultivos sucessivos de milho (*significativo a 5% de probabilidade; NS - não significativo). As doses de lodo foram calculadas tendo como base o teor de N nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha, sem aplicação de lodo (0), e fertilização mineral (NPK) recomendada para o milho (F).

Os teores totais de Mn e Pb no solo sofreram pouca alteração em função da aplicação dos lodos de esgoto. No caso do Mn, apenas foram verificados incrementos nos teores totais desse elemento no 3º cultivo de milho na parcela adubada com o LF, porém esse incremento não apresentou uma resposta linear à aplicação do lodo e o coeficiente de determinação da regressão apresentou um valor baixo ($R^2 = 70,0\%$). Não foi observado aumento nos teores totais de Pb pela aplicação do LF, ocorrendo um aumento significativo, em relação à testemunha, apenas no 1º cultivo onde aplicou-se o LB.

Ao final do experimento foram observados acréscimos nos teores totais de Cu em solo, em relação à testemunha, variando da menor para a maior dose de lodo, de 55, 56 e 295%, e 311, 235 e 289% para os lodos de Franca e Barueri, respectivamente, nos três cultivos sucessivos de milho. No caso do Zn, esses acréscimos foram de 172, 131 e 306%, e 774, 652, e 536% para os mesmos lodos citados anteriormente, nos três cultivos de milho. Dessa forma, pela comparação desses valores, verifica-se o potencial de acúmulo dos metais no solo em aplicações sucessivas de doses de lodo de esgoto. Há que se considerar, nesse sentido, as quantidades de metais exportadas via colheita, bem como as quantidades temporariamente imobilizadas na biomassa do milho que fica no campo na forma de resíduo cultural.

A comparação dos valores críticos estabelecidos pela CETESB (2001) e por Kabata-Pendias & Pendias (2001) (apenas para o Mn) com os dados apresentados na Figura 1 revela ainda que nenhum dos metais ultrapassou o teor máximo permitido no solo, em função das aplicações sucessivas dos lodos. Deve ser ressaltado que, com exceção do Ni, onde os menores teores totais foram observados no 3º cultivo, houve um incremento nos teores dos metais no solo com a seqüência dos cultivos, o que deixa claro a necessidade de continuação nos estudos a campo para avaliar a dinâmica dos teores totais desses elementos.

Quando se consideram os aspectos relacionados ao acúmulo de metais pesados, avaliados por meio dos teores totais desses elementos no solo durante alguns anos de aplicação de lodo de esgoto, e os critérios que normatizam o uso agrícola desse resíduo, as normas estabelecidas pela CETESB (2001), as quais foram parcialmente compiladas da USEPA (1993), são mais permissivas

em relação às normas estabelecidas em países da Comunidade Européia (Hall, 1998). Wallace & Wallace (1994) e McBride (1995) chamam a atenção para alguns fatores que não foram considerados pela USEPA na elaboração das normas sobre a utilização agrícola do lodo de esgoto, destacando, entre outros, aspectos relacionados com a possibilidade de interação fitotóxica entre os metais pesados, a falta de pesquisa em longo prazo no sentido de se comprovar a segurança dos limites estabelecidos e o desconhecimento do destino desses elementos no solo após os limites máximos de acúmulo serem alcançados.

Metais pesados em folhas e grãos de milho

Nem sempre a presença de elevados teores de metais pesados em solos implica em maior absorção desses elementos pelas plantas. Isso ocorre em razão do teor total não ser um índice de alta eficiência agrônômica no sentido de predizer fitodisponibilidade do metal (Oliveira et al., 2002). Além disso, segundo a “teoria do platô” formulada por Corey et al. (1987), as concentrações de metais em tecidos vegetais tendem a alcançar um limite, mesmo após sucessivas aplicações do resíduo no solo. O aumento do teor de matéria orgânica do solo, pelo uso de lodo, controla parcialmente a fitodisponibilidade dos metais pesados, em razão do aumento da adsorção desses metais em solos mais ricos em ligantes orgânicos (McBride, 1995). Entretanto, tão logo a matéria orgânica seja decomposta, é bastante provável, segundo a “teoria da bomba relógio”, formulada por McBride (1995), que ocorra uma maior liberação de metais na solução do solo, o que aumenta a chance de as plantas acumularem em seus tecidos níveis mais elevados de metais pesados. Logan et al. (1997) citam que, mesmo o lodo apresentando 50 a 60% de matéria orgânica em peso, alguns dos metais co-precipitados na matriz orgânica podem não ser diretamente afetados pela decomposição da matéria orgânica, podendo ser liberados dessa matriz caso haja uma diminuição do pH da solução do solo.

Dentre os principais fatores do solo responsáveis pela fitodisponibilidade dos metais pesados, podem ser citados: (i) o pH do solo; (ii)

o teor de matéria orgânica; e (iii) a capacidade do solo de reter cátions (Chang et al., 1987; McBride, 1995). O padrão de acúmulo de metais em plantas cultivadas em solos adubados com lodo de esgoto inclui respostas negativas, positivas ou ausência de resposta ao acréscimo dos teores de metais em solo (Page et al., 1987). Nos estudos de Oliveira & Mattiazzo (2001) e Martins et al. (2003) os efeitos de doses crescentes de lodo de esgoto sobre os teores de metais em cana-de-açúcar e milho apresentaram diferentes tipos de respostas, incluindo ajustes do tipo linear, assintótico, efeitos negativos ou inexistentes, em relação ao aumento dos teores de Cu, Fe, Mn e Zn no solo.

Um ponto importante a ser discutido em relação à absorção de metais pelas plantas é o associado ao fato de a capacidade de acúmulo de metais nos tecidos vegetais variar de uma espécie para outra. Em geral, a seqüência decrescente de acúmulo de metais em planta é: Ni > Zn > Pb > Mn > Cu (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). As diferentes partes da planta comportam-se de modo distinto, de acordo com o elemento considerado e, em se tratando de lodo de esgoto, das fontes e doses utilizadas. No estudo de Pierrisnard (1996), o Zn acumulou-se preferencialmente nos sabugos e folhas; o Pb, em sabugos e colmos; o Cr, nos sabugos e grãos; o Cd, nos sabugos, grãos e colmos e o Ni e o Cu nos sabugos, grãos e raízes. Segundo Jing & Logan (1992), os frutos, em relação às partes vegetativas das plantas, acumulam menores quantidades de metais pesados, daí o uso de lodo ser mais adequado nos casos onde são colhidos os frutos e não utilizadas a parte aérea das plantas na alimentação animal (Gardiner et al., 1995).

Na Figura 2 são apresentados os teores de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn (obtidos por digestão nítrico-perclórica e determinados por espectrometria de emissão atômica com indução de plasma) em folhas de milho, após a adição de doses crescentes dos lodos de Barueri e Franca a um Latossolo Vermelho Distroférico, durante três cultivos consecutivos.

Os resultados obtidos após o terceiro cultivo do milho indicam que a aplicação das doses crescentes das duas fontes de lodo não promoveu alterações expressivas nos teores foliares de Cu, Ni e Pb, embora tenha ocorrido efeito significativo dessas aplicações em alguns cultivos. Como foi observado

por Pierrisnard (1996), os maiores acúmulos de Ni são verificados nos sabugos, grãos e raiz, e de Pb, nos sabugos e colmos de plantas de milho. A baixa resposta do milho ao Cu adicionado pelas duas fontes de lodo de esgoto também foi observada por Martins et al. (2003), sendo esse resultado atribuído a forte complexação que esse metal sofre pela matéria orgânica. Além disso, a absorção de Cu é inibida pelo maior teor de Zn no solo (Faquin, 2001), o que pode explicar, em parte, os menores teores de Cu nos tecidos foliares de milho, em razão do maior aporte de Zn pelos lodos, em relação ao Cu. Outro fator a ser considerado é que o Cu tende a acumular mais nas raízes, em relação às folhas, indicando que a menor reposta às adições de lodo de esgoto, em termos de teores de Cu nas folhas, pode estar relacionada também à baixa translocação desse nutriente nas plantas (Garcia et al., 1979).

A maior influência das adubações com lodo foi verificada para os teores foliares de Mn e Zn. Avaliando-se o comportamento do Mn nas folhas, por meio da análise de regressão, verifica-se que as adições de doses crescentes dos lodos de Franca e Barueri resultaram em aumentos nos teores de Mn nas folhas de milho. Houve uma tendência de aumento nos teores de foliares de Mn no segundo e terceiro cultivos, em relação ao primeiro. Nos dois últimos cultivos, para uma mesma dose de lodo, os teores de Mn em folhas de milho foram maiores na área adubada com o lodo de Franca, em relação à que recebeu o lodo de Barueri. A maior presença de Fe no LB pode ser uma das explicações para o menor teor foliar de Mn nas parcelas adubadas com esta fonte de lodo, pois ocorre inibição competitiva pelos sítios de absorção da raiz entre Fe^{+2} e Mn^{+2} (Faquin, 2001), havendo, nesse caso, maior absorção e acúmulo foliar de Fe^{+2} .

Os teores de Zn nas folhas de milho aumentaram linearmente em função da aplicação das duas fontes de lodo de esgoto (LB e LF), o que está de acordo com os resultados obtidos por Bidwell & Dowdy (1987) e Martins et al. (2003). Em geral, os teores de Zn determinados neste estudo estão dentro da faixa considerada adequada para a cultura, que é de 15 a 100 mg kg⁻¹ (Cantarella et al., 1997). Entretanto, os altos teores de Zn verificados nas duas fontes de lodo e o aumento nos teores em folha desse nutriente com o acréscimo das doses aplicadas, nos três cultivos, causam preocupação, em razão do uso

continuado de lodo poder contaminar o solo e as plantas. Desse modo, seria razoável identificar, no entorno das duas Estações de Tratamento de Esgoto, as possíveis fontes de contaminação do lodo com Zn, no sentido de reduzir o teor desse nutriente nos resíduos.

Em relação à concentração foliar dos metais pesados no milho, os níveis, ou faixas de teores considerados fitotóxicos são em mg kg^{-1} : Mn, 100-150; Ni, 50-100; Cu, 3-20; Zn, 500-1500 (Webber et al., 1984); e Pb, 56 (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Nesse sentido, pode-se verificar que os teores dos metais pesados nas folhas de milho (Figura 2) estiveram abaixo das faixas consideradas fitotóxicas.

Na Fig. 3, encontram-se os teores de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn nas amostras de grãos de milho (digestão nítrico-perclórica), após dois anos de cultivo com aplicação das doses dos lodos de Barueri e de Franca. Os resultados referentes aos teores de metais pesados em grãos de milho, no 1º cultivo, não serão apresentados, pois estiveram abaixo do limite de determinação do protocolo analítico utilizado.

O efeito da adição das diferentes fontes e doses de lodo de esgoto nos teores dos metais pesados nos grãos foi semelhante ao observado para as folhas, ou seja, incrementos significativos com o maior uso de lodo de esgoto foram observados para Mn e Zn.

Os teores de Mn nos grãos aumentaram com o acréscimo das doses do LF, nos dois cultivos avaliados, sendo esse padrão de resposta verificado para o LB somente no 3º cultivo de milho. Os teores de Mn em grãos de milho variaram de $7,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (2º cultivo) a $5,9 \text{ mg kg}^{-1}$ (3º cultivo) quando se aplicou o LF, e de $7,1 \text{ mg kg}^{-1}$ (2º cultivo) a $5,7 \text{ mg kg}^{-1}$ (3º cultivo) quando o LB foi adicionado ao solo. Os menores teores foliares de Mn observados no 3º cultivo, para as duas fontes de lodo, podem estar associados ao efeito da calagem realizada antes desse cultivo. Com a calagem, há um aumento do pH do solo, resultando em diminuição na disponibilidade de Mn no solo e, por conseguinte, ocorre redução da absorção de Mn pelo milho.

Em relação ao Zn, os teores em grãos variaram nas doses mais elevadas dos lodos (64760 kg ha^{-1} e 30128 kg ha^{-1} , respectivamente para LB e

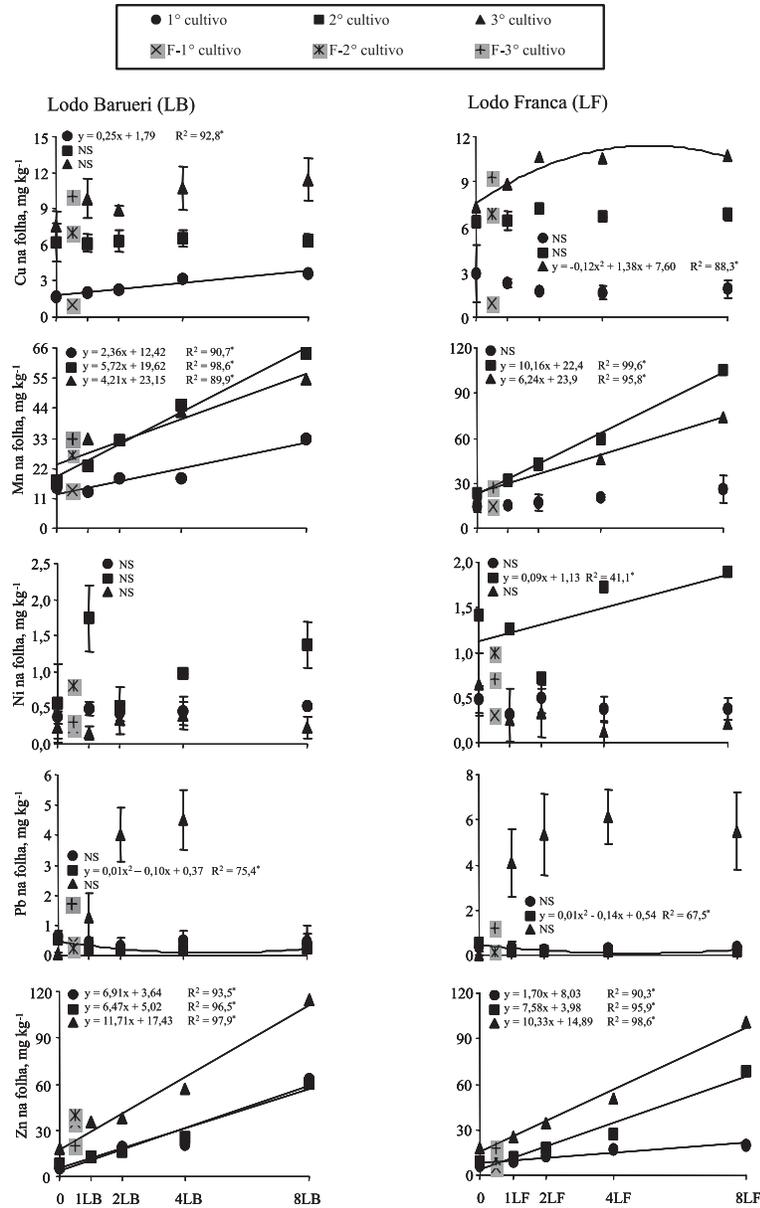
LF) de 29,9 mg kg⁻¹ a 35,4 mg kg⁻¹ no 2º cultivo (respectivamente para LB e LF) e, no 3º cultivo, de 32,2 mg kg⁻¹ a 23,6 mg kg⁻¹ (respectivamente para LB e LF), com os teores mais altos para as parcelas adubadas com o LB. No 2º cultivo, os maiores teores de Zn em grãos ocorreram nas parcelas adubadas com o LF.

A Associação Brasileira das Indústrias da Alimentação - ABIA (ABIA, 1985), estabelece como limites máximos de Cu, Ni, Pb e Zn permitidos em grãos (matéria seca) de cereais, respectivamente, os seguintes valores: 30; 5,0; 8,0 e 50 mg kg⁻¹, respectivamente. Kabata-Pendias & Pendias (2001) estabeleceram como faixa crítica de Mn em grãos produzidos em locais contaminados com esse metal, os teores entre 15 a 80 mg kg⁻¹. Considerando as fontes de lodo, as doses aplicadas e os cultivos avaliados, não foram observados em grãos de milho teores dos metais pesados analisados acima dos limites estabelecidos na literatura.

A análise dos teores de metais pesados observados na planta de milho mostra que as diferentes partes das plantas comportam-se de forma distinta, pois há uma maior concentração dos metais nas folhas, em relação aos grãos de milho, resultados também observados por Martins et al. (2003). As maiores diferenças foram observadas para o Mn, com teores em folha 816% (2º cultivo) e 729% (3º cultivo) superiores em relação aos determinados em grãos, nas parcelas adubadas com o LF.

Esses resultados são de grande relevância uma vez que, não sendo verificados efeitos tóxicos às plantas, os grãos são, entre os produtos derivados do milho, a matéria-prima de maior uso na indústria. Por outro lado, esses maiores teores na folha de milho causam preocupação, uma vez que existe sempre a possibilidade de se utilizar toda a parte aérea do milho no arraçamento de animais e no preparo de silagem. Mesmo não sendo verificados teores de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn nas folhas e grãos acima dos limites estabelecidos na literatura, verificou-se uma tendência de aumento nos teores desses metais com a seqüência dos cultivos, o que evidencia a importância da continuidade dos estudos no campo por um maior período de tempo no intuito de averiguar se esses teores manterão essa tendência de aumento, ou se haverá uma estabilização a partir de determinado teor nas plantas ou de doses de lodo aplicadas ao solo.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura



DOSE DE LODO DE ESGOTO COM BASE NO TEOR DE N

Fig. 2. Teores de metais pesados em folhas de milho cultivado em Latossolo adubado com doses crescentes dos lodos de esgoto de Barueri (LB) e Franca (LF) durante três cultivos sucessivos (*significativo a 5% de probabilidade; NS - não significativo). As doses de lodo foram calculadas tendo como base o teor de N nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha, sem aplicação de lodo (O), e fertilização mineral (NPK) recomendada para o milho (F).

Dinâmica de Metais Pesados em Latossolo Adubado com Lodo de Esgoto e em Plantas de Milho

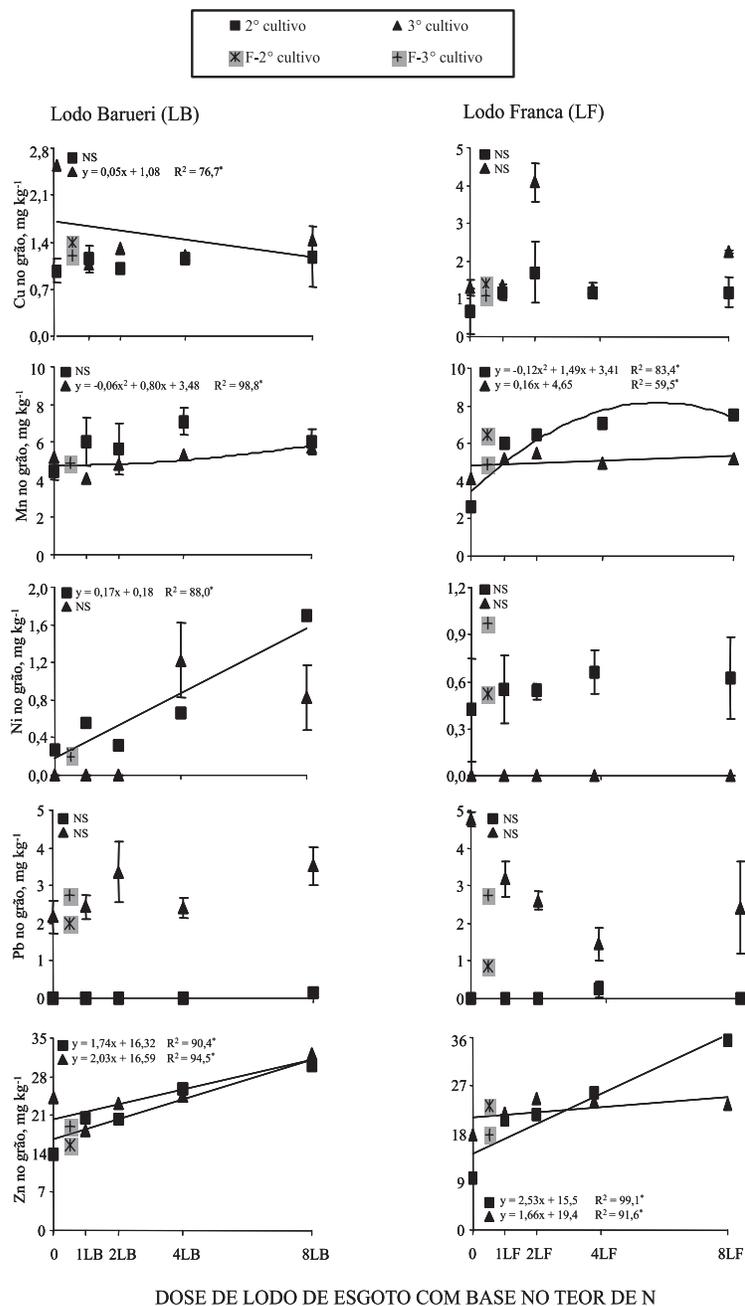


Fig. 3. Teores de metais pesados em grãos de milho cultivado em Latossolo adubado com doses crescentes dos lodos de esgoto de Barueri (LB) e Franca (LF) durante dois cultivos sucessivos (*significativo a 5% de probabilidade; NS - não significativo). As doses de lodo foram calculadas tendo como base o teor de N nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha, sem aplicação de lodo (0), e fertilização mineral (NPK) recomendada para o milho (F).

Teor extraível de metais pesados

A disponibilidade de um metal pesado refere-se à quantidade do mesmo que pode ser utilizada pelas plantas. Essa fração do nutriente que o solo consegue suprir às plantas depende e é resultante da inter-relação dos fatores intensidade, quantidade e capacidade-tampão do solo (Abreu et al., 2002). Para que as quantidades de metais pesados prontamente disponíveis às plantas, ou extraíveis, sejam avaliadas corretamente, há necessidade de se utilizar um bom extrator, que segundo McLaughlin et al. (2000), deve ter as seguintes características: i) ser relativamente simples e de baixo custo; ii) ser calibrado sobre condições de campo em diferentes tipos de solos; iii) considerar o maior número de fatores do ambiente que reconhecidamente influenciam o acúmulo de metais nas culturas; e iv) ser preditivo - além de avaliar a disponibilidade atual dos metais, ele deverá prever a disponibilidade ao longo do desenvolvimento da cultura.

Segundo Lake et al. (1984), apesar da natureza não específica dos métodos de extração química, sua simplicidade e rapidez operacional fazem com que esses sejam os mais adequados para avaliação de teores extraíveis de metais sob condições de campo. Os extratores químicos que mais se destacam na avaliação de teores extraíveis em áreas que receberam lodo de esgoto são as soluções ácidas, tais como HCl 0,1 mol L⁻¹, Mehlich-1 e Mehlich-3 e o ligante orgânico ou complexante DTPA (Bertoncini, 1997; Anjos & Mattiazzo, 2001).

O extrator Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹) foi desenvolvido para a extração de P (Mehlich, 1953), sendo o seu uso estendido para cátions trocáveis de solos ácidos. Geralmente, são utilizadas duas relações solo:solução, 1:4, método original (Mehlich, 1953), e 1:10, comumente empregada no Brasil (Galvão & Souza, 1985). As quantidades de metais absorvidas pelas plantas, muitas vezes, correlacionam-se com aquelas determinadas nessa solução, embora, em algumas situações, possam ser extraídas quantidades próximas do total aplicado ao solo.

O emprego de substâncias complexantes como extratores químicos decorre basicamente da sua capacidade em extrair metais pesados

complexados com a matéria orgânica (Oliveira, 2000). Dentre esses métodos, o proposto por Lindsay & Norvell (1978), empregando-se o DTPA $0,005 \text{ mol L}^{-1}$, pH 7,3, é o mais difundido. O princípio desse método é fundamentado na capacidade dos agentes quelantes do DTPA se combinarem com o íon metálico em solução, formando complexos solúveis e diminuindo sua atividade iônica na solução do solo. O DTPA é mais usado com o objetivo de extrair maiores quantidades dos teores lábeis dos metais pesados, porém sem dissolver as formas não-lábeis (Abreu et al., 2002). Atualmente, os laboratórios de análise de solo do Estado de São Paulo têm utilizado esse extrator como método oficial para a determinação de Fe, Cu, Mn e Zn (Cantarella et al., 1995). Em diversos trabalhos, esta solução também tem sido utilizada para determinar outros metais como Ni e Pb em solos (Abreu et al., 1995; Borges, 2000).

A capacidade de extração dos metais Cu, Mn, Ni, Pb e Zn pelas soluções de DTPA e Mehlich-1, em função da aplicação de doses crescentes dos lodos de Barueri e Franca é ilustrada nas Figuras 4 e 5, respectivamente. Os aumentos nas doses do LB proporcionaram incrementos nos teores extraíveis de todos os metais avaliados, em pelos menos um cultivo de milho, quando a solução extratora foi o DTPA. Exceção feita ao Pb, o mesmo foi observado quando a extração foi realizada pelo extrator Mehlich-1. No presente estudo, os elementos Cu, Ni e Zn tiveram seus teores extraíveis em solo aumentados, de forma significativa, quando a fonte de lodo foi o LF e o extrator o DTPA, nos três cultivos de milho. No caso do Mn, não houve efeito da aplicação do LF no 3º cultivo. Ainda com relação a esse lodo, quando a extração foi realizada com o extrator Mehlich-1, verificou-se um aumento nos teores extraíveis de Cu, Mn, Ni e Zn em todos os cultivos de milho.

Os teores de Ni extraídos pelos dois métodos de extração avaliados apresentaram diferença significativa nos três cultivos de milho e para as duas fontes de lodo. Contudo, os maiores incrementos foram observados nas parcelas onde o LB foi aplicado, sendo esse resultado possivelmente explicado em razão dessa fonte de lodo apresentar cerca de cinco vezes mais Ni que o LF.

Na determinação dos teores extraíveis de Pb, verificou-se uma ausência de efeito da aplicação dos dois lodos nos teores desse elemento extraído

pela solução Mehlich-1. Com o uso do DTPA, os aumentos nos teores de Pb extraído pela aplicação do LB foram verificados em todos os cultivos de milho. Dos metais pesados estudados, o Pb é aquele que apresenta maior afinidade pelos complexos orgânicos do solo. O DTPA, por atuar como agente complexante, compete com os compostos orgânicos pelo Pb, extraindo, em razão desse comportamento, maiores teores desse elemento do solo, em relação à solução Mehlich-1 (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

Em estudo realizado em 31 solos não contaminados do Estado de São Paulo, Abreu et al. (1995) verificaram que os teores extraíveis de Ni variaram entre 0,09-0,9 e 0,13-0,62 mg kg⁻¹, respectivamente, para os extratores DTPA e Mehlich-1. Os teores de Pb extraídos pelos mesmos extratores variaram de 0,6-5,9 mg kg⁻¹ (DTPA) e 1,1-2,6 mg kg⁻¹ (Mehlich-1). Em 26 solos do Estado do Rio de Janeiro, Bataglia & Rajj (1989) observaram que os teores extraíveis de Cu, Mn e Zn variaram de 0,2-12,5 e 0,2-14,1; 1-144 e 2-90; 0,4-4,4 e 0,5-7,1 mg kg⁻¹ para os extratores DTPA e Mehlich-1, respectivamente.

Os teores extraíveis de Cu, Mn e Pb, pelas duas soluções extratoras, no solo presente nas parcelas adubadas com o LF e LB, e de Ni extraídos das parcelas adubadas com o LF, mesmo após a terceira adubação, estão dentro da faixa de teores obtidas por Bataglia & Rajj (1989) e Abreu et al. (1995).

A aplicação do LB proporcionou teores de Ni extraíveis pelas soluções de Mehlich-1 e DTPA acima dos valores citados por Abreu et al. (1995), principalmente nas maiores doses de lodo, correspondentes aos tratamentos 4N e 8N, nos três cultivos de milho. Entre os metais avaliados, o Zn foi aquele que apresentou seus teores no solo acima dos limites observados no estudo de Bataglia & Rajj (1989), para as duas soluções extratoras, os dois lodos e nos três cultivos de milho. De modo similar ao Ni, esse tipo de padrão de resposta de teores de Zn no solo foi observado principalmente nos tratamentos correspondentes às doses 4N e 8N de lodo, ou seja, nos tratamentos onde as doses dos lodos de esgoto foram calculadas para suprir de quatro a oito vezes a necessidade de N do milho.

Os dados apresentados nas Figuras 4 e 5 mostram uma tendência de diminuição dos teores extraíveis dos metais pesados no terceiro cultivo de milho. A explicação para esse fato pode estar: (i) na movimentação dos metais para camadas abaixo de 20 cm, o que pode ocorrer na forma original ou co-precipitado; (ii) na incorporação dos metais ao complexo coloidal do solo, explicado pelo aumento da CTC a pH 7,0 (Rangel, 2003); e (iii) no acúmulo dos metais na biomassa microbiana, sendo essas mesmas hipóteses descritas por Silva (1995), para explicar a redução dos teores extraíveis de Cu, Zn, Mn e Fe em amostras de solo adubadas com lodo de esgoto. Outro fator a ser considerado na explicação da diminuição dos teores extraíveis dos metais no solo, com a sucessão dos cultivos, é que a solubilidade dos mesmos diminui com o tempo, pela passagem de formas químicas lábeis para frações mais estáveis e de menor solubilidade e biodisponibilidade, podendo ocorrer a formação de complexos de elevada estabilidade (McBride, 1989; Amaral Sobrinho et al., 1997). O aumento do pH do solo (0-0,9 unidade de pH) verificado nas parcelas experimentais após a realização de calagem antes do 3º cultivo pode, do mesmo modo, explicar os menores teores de metais extraídos do solo pelas duas soluções testadas, com a seqüência de cultivos, pois a correção da acidez proporcionada pelo uso de calcário reduz os teores solúveis e extraíveis (DTPA) de metais pesados presentes no lodo de esgoto (Fang & Wong, 1999), e provoca um decréscimo nas concentrações tóxicas de metais pesados presentes na solução do solo (Kreutzer, 1995; Derome & Saarsalmi, 1999).

A análise dos dados também revela que, apesar das diferenças verificadas nos teores extraíveis pelos dois métodos analisados, as tendências das curvas foram muito similar para Cu, Mn, Ni, e Zn, o que indica que as soluções de DTPA e de Mehlich-1 apresentam comportamento similar em relação à capacidade de extração de metais com a seqüência dos cultivos, para as duas fontes e doses de lodo aplicadas.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

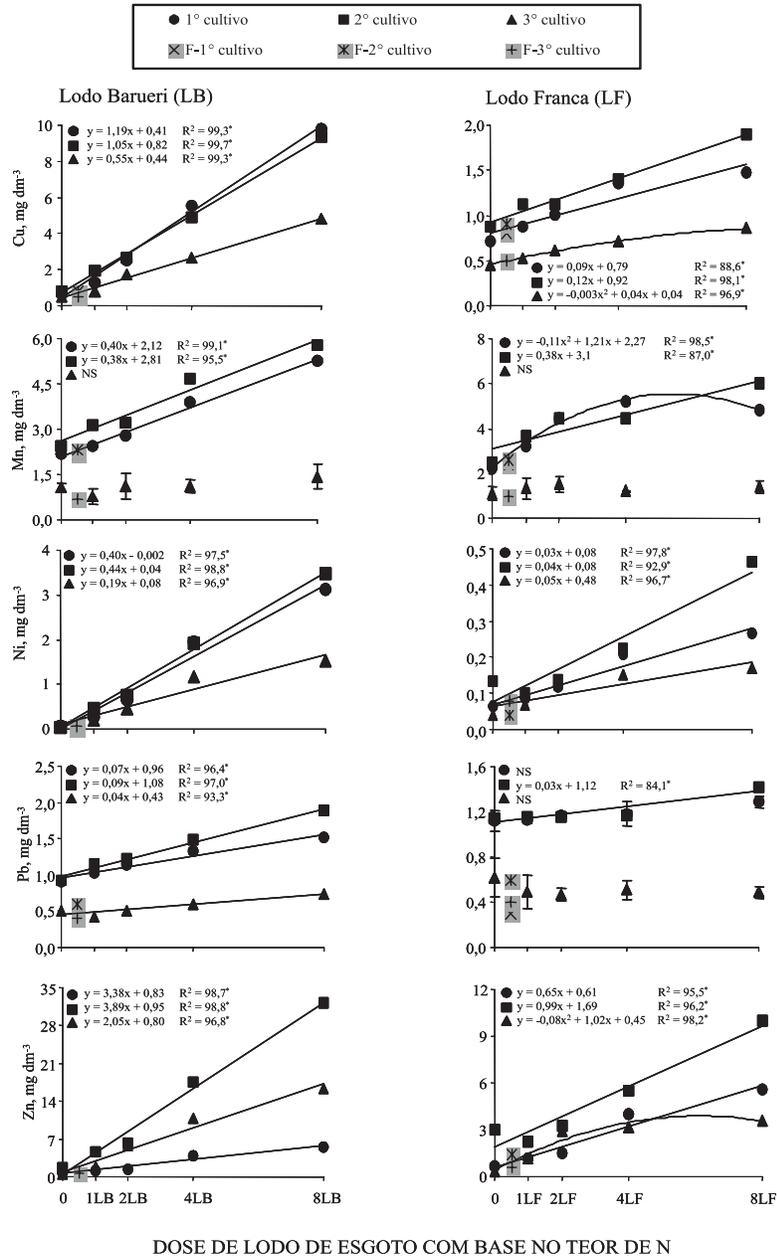


Fig. 4. Teor extraível de metais pesados, obtido pelo extrator DTPA, em Latossolo adubado com doses crescentes dos lodos de esgoto de Barueri (LB) e Franca (LF) durante três cultivos sucessivos de milho (*significativo a 5% de probabilidade; NS - não significativo). As doses de lodo foram calculadas tendo como base o teor de N nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha, sem aplicação de lodo (0), e fertilização mineral (NPK) recomendada para o milho (F).

Dinâmica de Metais Pesados em Latossolo Adubado com Lodo de Esgoto e em Plantas de Milho

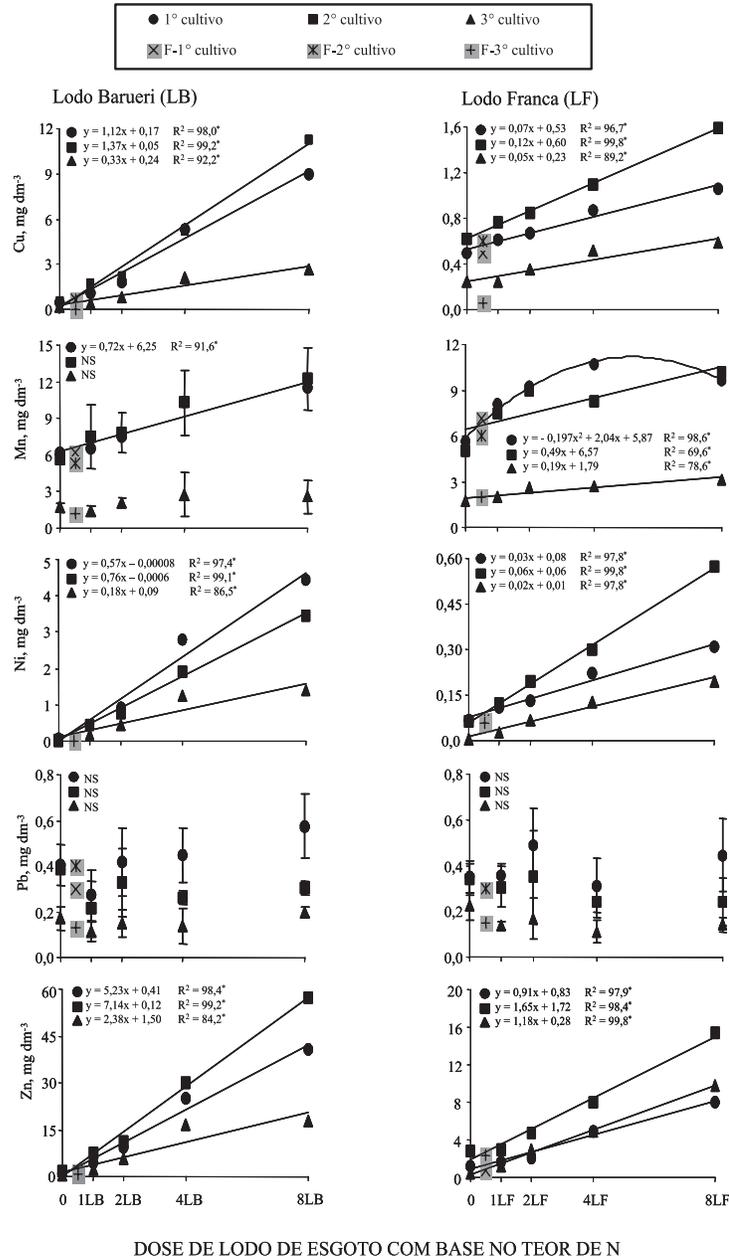


Fig. 5. Teor extraível de metais pesados, obtido pelo extrator Mehlich-1, em Latossolo adubado com doses crescentes dos lodos de esgoto de Barueri (LB) e Franca (LF) durante três cultivos sucessivos de milho (*significativo a 5% de probabilidade; NS - não significativo). As doses de lodo foram calculadas tendo como base o teor de N nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha, sem aplicação de lodo (0), e fertilização mineral (NPK) recomendada para o milho (F).

Fitodisponibilidade de metais pesados

A escolha de extratores químicos para avaliar a fitodisponibilidade de metais em solo é uma tarefa complexa, uma vez que se pressupõe, para o extrator de maior eficiência, o caráter multielementar e, ao mesmo tempo, uma elevada capacidade de diagnosticar a disponibilidade desses elementos para várias espécies vegetais cultivadas em diferentes tipos de solos e situações de cultivo (Mulchi et al., 1991; Roca & Pomares, 1991; Oliveira et al., 2002). Isso ocorre em função da quantidade de metal fitodisponível se mostrar influenciada pelas características do solo, da planta, do metal, de outros elementos presentes no solo e dos extratores ou processos químicos empregados na avaliação dos níveis do elemento químico no solo (Abreu et al., 2002). Além disso, em solos contaminados com metais pesados e adubados com resíduos orgânicos, a possibilidade da absorção desses elementos pelas plantas pode não aumentar linearmente com o aumento das quantidades totais de metais aplicadas ou presentes nos solos, sendo esse mais um fenômeno natural a ser simulado por um extrator artificial, o que sem dúvida, se constitui em mais uma dificuldade na escolha do protocolo analítico.

A fitodisponibilidade do Cu, Mn, Ni, Pb e Zn foi avaliada por meio de correlação entre os teores desses metais em folhas e grãos de milho com os teores desses elementos químicos determinados no solo pelos extratores Mehlich-1 e DTPA. Nas Tabelas 1 e 2 são apresentados os coeficientes de correlação obtidos nos três cultivos de milho. Os coeficientes de correlação para o Cu, Mn, Ni, Pb e Zn, em grãos no 1º cultivo, nos tratamentos com LF e LB, não foram apresentados em razão dos teores dos metais extraídos pelo método utilizado (digestão nítrico-perclórica) estarem abaixo dos limites de detecção do espectrômetro de emissão atômica com plasma induzido. O mesmo ocorreu para os teores de Pb em grãos de milho no 2º cultivo e para os teores de Ni em grãos no 3º cultivo, quando o lodo usado foi o de Franca.

Os teores de Cu determinados no solo apenas correlacionaram-se, em alguns tratamentos, de forma positiva e significativa com os teores do mesmo na folha. Em geral, os coeficientes de correlação entre Cu-solo e Cu-

folha foram muito similares, ou seja, os dois extratores testados apresentaram alta capacidade em predizer os teores de Cu fitodisponíveis para o milho, principalmente quando a fonte de lodo foi a de Barueri (LB).

A parte da planta a ser amostrada e a época de coleta da amostra vegetal são pontos importantes nos estudos de seleção de métodos químicos. Na cultura do milho, as melhores correlações entre Cu no solo, usando os extratores HCl, DTPA, EDTA pH 4,65, EDTA pH 8,6 e AB-DTPA, foram obtidas com as folhas (Roca & Pomares, 1991), não havendo correlação significativa com o teor de Cu nos grãos, para todos os extratores estudados.

Nos 2^o e 3^o cultivos de milho, foram verificadas correlações significativas entre os teores de Mn-folha e Mn-solo avaliado pela solução de Mehlich-1, nas parcelas adubadas com o LF, o que concorda com os resultados obtidos por Defelipo et al. (1991), que avaliaram os efeitos da aplicação de lodo de esgoto em um Latossolo e observaram correlação significativa entre o teor de Mn extraído pelo Mehlich-1 com os níveis desse nutriente na parte aérea de sorgo. Os dados apresentados na Tabela 2 revelam correlações positivas e significativas entre os teores de Mn-grão e Mn-solo, obtidas pelos extratores DTPA e Mehlich-1, em diferentes cultivos, nas duas fontes de lodo de esgoto (LB e LF).

Para o Ni, o teor na folha não se constituiu um bom índice para avaliação da fitodisponibilidade desse nutriente pelas duas soluções extratoras usadas no estudo. Provavelmente este fato esteja relacionado ao comportamento assintótico observado para as concentrações do elemento nessas amostras, em que foi, inclusive, verificada ausência de resposta às aplicações das doses dos lodos de esgoto (Fig. 2). Por outro lado, quando foram consideradas as amostras de grãos, nos dois ciclos de cultivo, foram obtidas correlações significativas e positivas com o extrator DTPA, nas parcelas adubadas com o LB. Esse comportamento do Ni nos grãos, principalmente onde o LB foi aplicado, pode ser explicado pelo comportamento linear crescente apresentado pelo elemento no grão, em decorrência dos acréscimos do metal no solo. Outro fator a ser considerado é a presença do Ni em quantidades quase cinco vezes maior no LB, o que contribuiu para aumentar os teores do mesmo presente nos grãos de milho.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

Tabela 1. Coeficientes das correlações estatísticas entre os teores de metais pesados nas folhas de milho e os teores no solo extraídos pelas soluções de Mehlich-1 e de DTPA, em função da aplicação dos lodos de Franca e Barueri/SP.

| Metal pesado | Mehlich-1 | | | DTPA | | |
|--------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | 1º cultivo | 2º cultivo | 3º cultivo | 1º cultivo | 2º cultivo | 3º cultivo |
| Lodo Franca | | | | | | |
| Cu | -0,69 ^{ns} | 0,36 ^{ns} | 0,78 ^{ns} | -0,77 ^{ns} | 0,31 ^{ns} | 0,83 [*] |
| Mn | 0,68 ^{ns} | 0,82 [*] | 0,96 [†] | 0,75 ^{ns} | 0,93 [†] | 0,64 ^{ns} |
| Ni | -0,43 ^{ns} | 0,62 ^{ns} | -0,68 ^{ns} | -0,40 ^{ns} | 0,71 ^{ns} | -0,78 ^{ns} |
| Pb | -0,70 ^{ns} | 0,41 ^{ns} | -0,88 [*] | -0,14 ^{ns} | 0,22 ^{ns} | -0,91 [*] |
| Zn | 0,94 [*] | 1,00 [*] | 0,96 [†] | 0,96 [*] | 0,99 [†] | 0,79 ^{ns} |
| Lodo Barueri | | | | | | |
| Cu | 0,98 [*] | 0,50 ^{ns} | 0,87 [†] | 0,98 [*] | 0,53 ^{ns} | 0,82 [*] |
| Mn | -0,40 ^{ns} | -0,33 ^{ns} | 0,73 ^{ns} | 0,56 ^{ns} | 0,18 ^{ns} | -0,34 ^{ns} |
| Ni | 0,74 ^{ns} | 0,34 ^{ns} | 0,16 ^{ns} | 0,73 ^{ns} | 0,34 ^{ns} | 0,64 ^{ns} |
| Pb | 0,07 ^{ns} | 0,74 ^{ns} | -0,43 ^{ns} | -0,21 ^{ns} | -0,59 ^{ns} | -0,06 ^{ns} |
| Zn | 0,93 [*] | 0,98 [*] | 0,14 ^{ns} | 0,95 [*] | 0,98 [†] | -0,07 ^{ns} |

*Significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Student (t); ns não significativo.

Tabela 2. Coeficientes das correlações estatísticas entre os teores de metais pesados nos grãos de milho e os teores no solo extraídos pelas soluções de Mehlich-1 e de DTPA, em função da aplicação dos lodos de Franca e Barueri/SP.

| Metal pesado | Mehlich-1 | | | DTPA | | |
|--------------|------------|---------------------|---------------------|------------|--------------------|---------------------|
| | 1º cultivo | 2º cultivo | 3º cultivo | 1º cultivo | 2º cultivo | 3º cultivo |
| Lodo Franca | | | | | | |
| Cu | nd | -0,55 ^{ns} | 0,08 ^{ns} | nd | 0,65 ^{ns} | 0,19 ^{ns} |
| Mn | nd | 0,94 [*] | 0,68 ^{ns} | nd | 0,90 [*] | 0,70 ^{ns} |
| Ni | nd | 0,70 ^{ns} | nd | nd | 0,54 ^{ns} | Nd |
| Pb | nd | Nd | 0,91 [*] | nd | nd | 0,77 ^{ns} |
| Zn | nd | 0,90 [*] | 0,29 ^{ns} | nd | 0,84 [*] | 0,89 [*] |
| Lodo Barueri | | | | | | |
| Cu | nd | 0,34 ^{ns} | -0,37 ^{ns} | nd | 0,35 ^{ns} | -0,32 ^{ns} |
| Mn | nd | 0,70 ^{ns} | 0,77 ^{ns} | nd | 0,65 ^{ns} | 0,92 [*] |
| Ni | nd | 0,93 [*] | 0,33 ^{ns} | nd | 0,93 [*] | 0,88 [*] |
| Pb | nd | 0,02 ^{ns} | 0,50 ^{ns} | nd | 0,83 [*] | 0,55 ^{ns} |
| Zn | nd | 0,93 [*] | 0,73 ^{ns} | nd | 0,93 [*] | 0,82 [*] |

* Significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Student (t); ns - não significativo; nd - não determinado.

De modo similar ao Ni, nenhuma solução extratora foi eficiente na avaliação da disponibilidade de Pb ao milho, quando se empregou nas correlações os teores determinados nas folhas, resultados também obtidos por Roca & Pomares (1991) e Abreu et al. (1995). Os coeficientes de correlação significativos e negativos observados entre Pb-solo e Pb-folha indicam haver uma relação inversa entre aumento dos teores extraíveis e teor foliar, o que pode ser atribuído a: (i) efeito de diluição dos teores desse metal na folha, em virtude do maior crescimento proporcionado pelas maiores taxas de nitrogênio aplicadas; (ii) acúmulo de Pb nas raízes ou outros órgãos das plantas ou; (iii) a falta de resposta dos teores na folha aos acréscimos de Pb no solo. Já nos grãos, os extratores foram mais eficientes na predição da fitodisponibilidade de Pb, devido à ocorrência de efeito significativo e positivo das correlações entre Pb-grão e Pb-solo, para o LB e o LF.

A análise de correlação entre os teores de Zn extraídos do solo com os teores desse nutriente nas folhas e grãos de milho mostra que as duas soluções extratoras foram eficientes na avaliação de sua fitodisponibilidade, independentemente da fonte de lodo de esgoto. Em geral, os coeficientes de correlação entre Zn-planta (folha e grão) e Zn-solo foram superiores aos obtidos para o Cu, o que indica maior eficiência dos métodos químicos na avaliação da fitodisponibilidade de Zn para o milho, o que está de acordo com os dados levantados por Abreu et al. (2002), em revisão que avaliou as correlações estatísticas entre Zn e Cu-planta e Zn e Cu-solo, obtidos por diferentes extratores químicos, para diferentes culturas.

Berton et al. (1997) encontraram alta correlação entre as quantidades de Zn e de Cu extraídas pelo DTPA com as quantidades acumuladas na parte aérea do milho, em três solos do Estado de São Paulo que receberam doses crescentes de lodo de esgoto. Os mesmos autores relataram que a eficiência dos extratores depende do tipo de solo e da espécie vegetal empregada, e que a incorporação de algumas características do solo, como pH, nas análises múltiplas de regressão tem aumentado o coeficiente de determinação para esses extratores. Entretanto, deve ser ressaltado que embora os resultados obtidos por Berton et al. (1997) sejam semelhantes aos

descritos neste trabalho, principalmente para o Zn, os autores supracitados correlacionaram os teores extraíveis em solo com o “acumulado” na planta, não sendo os valores sujeitos ao efeito de diluição pela maior produção de matéria seca das plantas. Os dados contidos nas Tabelas 1 e 2 representam a correlação entre teores em solo com “teores” nas folhas e no grãos de milho, ou seja, valores que podem ser alterados em função da produção de matéria seca pelas plantas.

Os resultados obtidos permitiram verificar que os maiores teores de Zn foram extraídos do solo quando a solução extratora empregada foi o Mehlich-1, nos três cultivos de milho. No entanto, as duas soluções (Mehlich-1 e DTPA) se mostraram eficientes na avaliação dos teores fitodisponíveis de Zn para o milho, o que deixa claro o fato de que o método que extrai maiores teores do elemento do solo, não é, necessariamente, o mais eficiente em predizer a sua fitodisponibilidade.

Considerações Finais

Com base nos resultados obtidos, até o terceiro cultivo de milho, ficou evidente que a fonte de lodo interfere na dinâmica dos metais adicionados ao solo. Esse fato foi observado para os teores totais de metais pesados em solo, onde os maiores incrementos ocorreram nas parcelas onde o lodo de Barueri foi aplicado. Mesmo com o acréscimo nos teores totais de Cu, Ni e Zn em solo, pela aplicação das duas fontes de lodo, os teores desses metais não ultrapassaram os limites estabelecidos pela CETESB (2001) para solos agrícolas.

Quanto aos métodos de extração, o estudo evidenciou que o grau de associação do teor de metal no solo com o absorvido pelas plantas de milho (concentração) mostrou-se dependente da solução extratora empregada, da origem do lodo de esgoto, do elemento químico avaliado e da seqüência de cultivo, sendo improdutivo utilizar, em diferentes situações de manejo do solo, uma única marcha analítica. A aplicação do LB resultou em acréscimos nos teores extraíveis dos metais no solo, principalmente quando o DTPA foi utilizado. Entretanto, mesmo havendo diferenças entre os teores dos metais extraídos

Dinâmica de Metais Pesados em Latossolo Adubado com Lodo de Esgoto e em Plantas de Milho

pelas duas soluções testadas, isso não refletiu em maior capacidade de prever a fitodisponibilidade de metais para o milho. De maneira geral, as soluções de Mehlich-1 e de DTPA se mostraram eficientes em prever a fitodisponibilidade de Zn para o milho, quando as folhas e grãos foram analisados. Das partes da planta analisadas, as folhas se caracterizaram como o melhor indicador para avaliar a fitodisponibilidade de metais para a cultura do milho.

Houve uma tendência de aumento nos teores de Cu, Mn e Zn nas folhas, e de Mn, Ni e Zn nos grãos de milho, com a seqüência de aplicação de lodo de esgoto, mas não foram verificados teores nesses órgãos acima dos limites estabelecidos na literatura. Como os maiores teores de metais pesados foram observados nas folhas, isso implica em maior possibilidade de transferência de metais para a cadeia alimentar, caso essa parte da planta seja consumida.

Considerando que a produção de lodo de esgoto tende a aumentar na medida em que se aumenta a preocupação por parte da sociedade dos riscos causados pela disposição indiscriminada do esgoto gerado no ambiente, a realização de pesquisas a campo por longo tempo adquire importância, principalmente, quando se busca estudar a dinâmica dos metais pesados adicionados em função do uso de doses elevadas de lodo. Estudos dessa natureza permitem avaliar o potencial de acúmulo de metais pesados em solo e planta, e fornecem subsídios para a elaboração de normas que padronizem o uso do lodo de esgoto em solos brasileiros, uma vez que esses estudos são escassos nas condições de clima e solos do Brasil, onde existe um grande potencial para se utilizar o lodo de esgoto em áreas agrícolas, em razão de nossos solos apresentarem baixa reserva de nutrientes e reação ácida.

Referências

- ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados. **Tópicos em Ciência do Solo**, v.2, p.645-692, 2002.
- ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; RAIJ, B. van; SANTOS, W. R. Comparação de métodos de análise para avaliar a disponibilidade de metais em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.19, n.3, p.463-468, set./dez. 1995.
- ABREU, C. A.; RAIJ, B. van; TANAKA, R. T. Fontes de manganês para soja e seus efeitos na análise de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.20, n.1, p.91-97, 1996.
- ABREU, C.A.; FERREIRA, M.E.; BORKERT, C.M. Disponibilidade e avaliação de elementos catiônicos: zinco e cobre. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.da; RAIJ, B.van; ABREU, C.A.de (Eds.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. p. 123-150.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; OLIVEIRA, C. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, n.1, p.9-16, jan./mar. 1997.
- ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S. Gestão de biossólidos: situação e perspectivas. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSÓLIDOS DO MERCOSUL, 1., 1998, Curitiba. **Anais. . .** Curitiba: SANEPAR/ABES, 1998. p.11-18.
- ANJOS, A. R. M. dos; MATTIAZZO, M. E. Extratores para Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb e Zn em Latossolos tratados com biossólido e cultivado com milho. **Scientia Agricola**, v. 58, n.2, p.337-344, abr./jun. 2001.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDUSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO. **Compêndio da legislação dos alimentos**. São Paulo: ABIA, 1985. n. p.
- BATAGLIA, O. C.; RAIJ, B. van. Eficiência de extratores de micronutrientes na análise de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.13, n.2, p.205-212, maio/ago. 1989.
- BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto em cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.13, n.2, p.187-192, maio/ago. 1989.
- BERTON, R. S.; VALADARES, J. M. A. S.; CAMARGO, O. A. de; BATAGLIA, O. C. Peletização do lodo de esgoto e adição de CaCO₃ na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, n.4, p.685-691, out./dez. 1997.

BERTONCINI, E. I. **Mobilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto**. 1997. 90p. Dissertação (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

BETTIOL, W.; CARVALHO, P. C. T.; FRANCO, B. J. D. C. Utilização do lodo de esgoto como fertilizante. **O Solo**, v.75, n.1, p.44-54, jan./jun. 1983.

BIDWELL, A.M.; DOWDY, R.H.. Cadmium and zinc availability to corn following termination of sewage sludge applications. **Journal of Environmental Quality**, v.16, p. 438-442, 1987.

BORGES, M. R. **Distribuição e disponibilidade de metais pesados no solo após a aplicação de lodo de esgoto**. 2000. 140p. Dissertação (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Campus de Jaboticabal, SP.

BROWN, S. L.; CHANEY, R. L.; ANGLE, J. S.; RYAN, J. A. The phytoavailability of cadmium to lettuce in long-term biosolids-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, v.27, n.5, p.1071-1078, Sept./Oct. 1998.

CAMARGO, O.A.de; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.da; RAIJ, B. van; ABREU, C.A.de (Eds.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. p.89-124.

CANTARELLA, H.; RAIJ, B. van; QUAGGIO, J. A. Situação da análise de solo e planta no Brasil. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DE SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 21., 1994, Petrolina. **Anais....** Petrolina: EMBRAPA-CPATSA-SBCS, 1995. p.9-33.

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**. 2.ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas/Fundação IAC, 1997. p.45-71.

CARVALHO, P.C.T.; BARRAL, M.F. Aplicação de lodo de esgoto como fertilizante. **Fertilizantes**, v.3, n.2. p.3-5, 1981.

CHANG, A. C.; HYUN, H.; PAGE, A. L. Cadmium uptake for swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb? **Journal of Environmental Quality**, v.26, n.1, p.11-19, Jan./Feb. 1987.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Aplicação de biossólidos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação**. Norma P 4230. São Paulo, 1999.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e água subterrâneas do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2001. 232 p.

COREY, R.B.; KING, L.D.; LUE-HING, C.; FANNING, D.S.; STREET, J.J. e WALKER, J.M. Effects of sludge properties on accumulation of trace elements by crops. In: PAGE, A.L.; LOGAN, T.J. e RYAN, J.A. (Ed). **Land application of sludge – food chain implications**. Chelsea: Lewis Publishers, 1987. p.25-51.

DEFELIPO, B. V.; NOGUEIRA, A. V.; LOURES, E. G.; ALVAREZ, V. V. H. Eficiência agrônômica do lodo de esgoto proveniente de uma indústria siderúrgica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.15, n.3, p.389-393, set./dez. 1991.

DEROME, J.; SAARSALMI, A. The effect of liming and correction fertilization on heavy metal and macronutrient concentrations in soil solution in heavy-metal polluted scots pine stands. **Environmental Pollution**, v.104, p.249-259, 1999.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. Acid digestion of sediment, sludge and soils. In: **Test methods for evaluation of soil waste SW-846**. Cincinnati: USEPA, 1986.

FANG, M.; WONG, J.W.C. Effects of lime amendment on availability of heavy metals and maturation in sewage sludge composting. **Environmental Pollution**, v.106, p.83-89, 1999.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 182p.

GALRÃO, E. Z.; SOUZA, D. M. G. Resposta do trigo à aplicação de cobre em um solo orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.9, n.2, p.149-153, maio/ago. 1985.

GARCIA, W.J.; BLESSIN, C.W.; SANFORD, H.W.; INGLETT, G.E. Translocation and accumulation of seven heavy metals in tissues of corn plant grown on sludge-treated strip-mined soil. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.27, p.1088-1094, 1979.

GARDINER, D.T.; MILLER, R.W.; BADAMCHIAN, B.; AZZARI, A.S.; SISSON, D.R. Effects of repeated sewage sludge applications on plant accumulation of heavy metals. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.55, n.1, p.1-6, 1995.

HALL, J. E. Standardizing and the management of biossolids: the international experience. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIODISSÓLIDOS DO MERCOSUL, 1., 1998, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Companhia de Saneamento do Paraná/Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1998. p.113-122.

JING, J.; LOGAN, T.J. Effects of sewage sludge cadmium concentration on chemical extractability and plant uptake. **Journal of Environmental Quality**, v.21, p.73-81, 1992.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3. ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413p.

KREUTZER, K. Effects of forest liming on soil processes. **Plant and Soil**, v.168-169, p. 447-470, 1995.

LAKE, D. L.; KIRK, P. W. W.; LESTER, J. N. Fractions, characterization, and speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soils: a review. **Journal of Environmental Quality**, v.13, n.2, p.175-183, Mar./Apr. 1984.

LIGO, M. A. M.; TEDESCO, M. J.; SIMON, Z; GIANELLO, C. Efeito do lodo ativado no sistema solo-planta-água-1º cultivo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 21., 1987, Campinas. **Resumos...** Campinas: SBCS, 1987. p.112-113.

LINDSAY, W. L.; NORVELL, W. A. Development of DTPA soil test zinc, iron manganese and copper. **Soil Science Society American Journal**, v.42, n.3, p.421-428, May/Jun. 1978.

LINDSAY, W. P. **Chemical equilibria in soils**. New York: John Wiley, 1979. 449p.

LOGAN, T. J.; CHANEY, L. R. Metals. In: WORKSHOP ON UTILIZATION OF MUNICIPAL WASTEWATER AND SLUDGE ON LAND, 1., 1983, Riverside. **Proceedings...** Riverside: University of California, 1983. p.235-323.

LOGAN, T. J.; LYNDSEY, B. J.; GOINS, L. E.; RYAN, J. A. Field assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. **Journal of Environmental Quality**, v.26, n.2, p.534-550, Mar./Apr. 1997.

MARTINS, A.L.C.; BATAGLIA, O.C.; CAMARGO, O.A.; CANTARELLA, H. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, n.3, p.563-574, 2003.

McBRIDE, M. B. Reactions controlling heavy metals solubility in soils. **Advances in Soil Science**, v.10, p.1-56, 1989.

McBRIDE, M. B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? **Journal of Environmental Quality**, v.24, n.1, p.5-18, Jan./Feb. 1995.

McLAUGHLIN, M. J.; ZARCINAS, B. A.; STEVENS, D. P.; COOK, N. Soil testing for heavy metals. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.31, p.1661-1700, 2000.

MEHLICH, A. **Determination of P, Ca, Mg, K, Na, and NH₄**. Raleigh: North Carolina Soil Test Division, 1953. não publicado.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.109-142.

MULCHI, C. L.; ADAMU, C. A.; BELL, P. F.; CHANEY, R. L. Residual heavy metal concentrations in sludge-amended coastal plain soils – I. Comparison of extractants. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.22, n.9-10, p.919-941, 1991.

OLIVEIRA, F. C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo num Latossolo Vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. 2000. 247p. Dissertação (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.A. Metais pesados em latossolo tratado com lodo de esgoto e em plantas de cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v.58, n.3, p.581-593, jul./set., 2001.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ABREU JÚNIOR, C. H. Fitodisponibilidade e teores de metais pesados em um Latossolo Amarelo Distrófico e em plantas de cana-de-açúcar adubadas com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, n.3, p.737-746, jul./set. 2002.

PAGE, A. L.; LOGAN, T. J.; RYAN, J. A. **Land application of sludge-food chain implications**. Chelsea: Lewis Publishers, 1987. 168p.

PIERRISNARD, F. **Impact de l' amedment des boues residuaires de la ville de Marseille sur de sols a vocation agricole: comportement du Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, des hydrocarbures et des composés polares**. 1996. 408p. La Dissertation (Docteur Géosciences de l' Environnement) - Université de Droit d'Économie et des Sciences d'AIX-MARSEILLE, Marseille.

POMBO, L. C. A.; TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C. Descarte de lodo de curtume em solo podzólico vermelho-amarelo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 23., 1989, Porto Alegre. **Resumos**. . . Porto Alegre: SBCS, 1989. p.309.

RANGEL, O.J.P. **Disponibilidade de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em latossolo cultivado com milho após a aplicação de lodo de esgoto**. Lavras: UFLA, 2003. 88p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

ROCCA, J.; POMARES, F. Prediction of available heavy metals by six chemical extractions in a sewage sludge-amended soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.22, n.19-20, p.2119-2136, 1991.

ROGALLA, F. Produção, caracterização e processamento de bio sólidos. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BÍOSSÓLIDOS NO MERCOSUL, 1., 1998, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SANEPAR/ABEAS, 1998. p.35-40.

SILVA, F. C. **Uso agrônomo de lodo de esgoto: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar**. 1995. 154p. Dissertação (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

SIMON, Z.; TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C. Long term land application of activated sludge from petrochemical wastewater treatment plant. **Water Science and Technology**, v.24, n.11, p.19-31, 1992.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - 40 CFR – Part 503. Standards for the use and disposal of sewage sludge. **Federal Register**, v.58, p. 9387-9415, 1993.

VALADARES, J. M. A. S.; GAL, M; MILGELGRIN, V.; PAGE, A. I. Some heavy metals in soils treated with sewage sludge, their effects on yield, and their uptake by plants. **Journal of Environmental Quality**, v.12, n.1, p.49-57, Jan./Feb. 1983.

WALLACE, A.; WALLACE, G. A. A possible flaw in EPA 'S 1993 new sludge rule due to heavy metal interaction. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.25, n.1-2, p.129-135, 1994.

WEBBER, M. D.; KLOKE, A.; TJELL, J. C. A review of current sludge use guidelines for the control of heavy metal contamination in soils. In: L 'HERMITE, P.; OTT, H. **Processing and use of sewage sludge**: International Symposium Papers. 3.ed. Dordrecht: D. Reidel, 1984. p.371-386.

XIN, T.H.; TRAINA, S.J. e LOGAN, T.J. Chemical properties of municipal solid waste compost. **Journal of Environmental Quality**, v.21, p.318-329, 1992.

5

Nitrato no Perfil de um Latossolo Vermelho Distroférico Cultivado com Milho sob Aplicações Seqüências de Lodo de Esgoto

José Flávio Dynia; Rita Carla Boeira e Manoel Dornelas de Souza

Introdução

O lodo de esgoto apresenta potencial fertilizante comparável ao de outros resíduos orgânicos utilizados rotineiramente na adubação do solo e, por essa razão, o uso agrícola é visto como uma forma adequada de sua disposição no ambiente. Às vantagens agronômicas da aplicação desse resíduo nas lavouras somam-se dois importantes aspectos da sustentabilidade ambiental, o primeiro representado pela reciclagem dos nutrientes e da energia (matéria orgânica) nele contidos; e o segundo pela contribuição dessa reciclagem para a preservação das jazidas que fornecem os minérios utilizados na fabricação dos adubos comerciais.

No Brasil, o uso agrícola de lodo de esgoto é uma prática ainda incipiente, apesar de diversos trabalhos experimentais já terem demonstrado seu efeito no aumento de produtividade das culturas (Bettiol et al., 1983; Defelipo et al., 1991; Ros et al., 1993; Berton et al., 1997). Um dos motivos limitantes à expansão de seu uso é a escassez de informações científicas sobre os efeitos nas características físicas, químicas e biológicas do sistema solo-água nas condições tropicais. Tais informações são necessárias para orientar as recomendações de aplicação sob nossas condições edafo-climáticas, pois as normas de utilização do produto adotadas atualmente no país derivam, basicamente, de normas estabelecidas para condições de clima temperado (CETESB, 1999).

Um dos riscos inerentes ao uso inadequado do lodo de esgoto refere-se à possibilidade de contaminação de lençóis freáticos e cursos de

água com nitrato, que presente em excesso na água destinada ao uso doméstico pode causar problemas de saúde no homem e nos animais que a consomem.

O nitrato, uma das formas de nitrogênio aproveitadas pelas plantas, resulta da mineralização do nitrogênio orgânico contido no solo, seja ele original ou adicionado por meio de resíduos orgânicos, como o lodo esgoto. Em virtude do fato de não ser retido pelas partículas do solo – que em geral apresentam carga elétrica predominantemente negativa – esse ânion permanece livre em solução. Assim, quando a quantidade presente no solo excede a capacidade de absorção das raízes das plantas há a possibilidade de lixiviação no perfil do solo, podendo, ao longo do tempo, atingir o lençol freático e os corpos de água por ele alimentados. Trabalhos sobre o tema, desenvolvidos no país, indicam que dependendo das doses de lodo aplicadas e da frequência de aplicação, quantidades expressivas de nitrato podem ser lixiviadas da camada arável dos solos, trazendo o risco de contaminação das águas subterrâneas (Oliveira, 1995; Anjos & Mattiazzo, 2000; Mattiazzo & Andrade, 2000).

Um dos critérios utilizados no cálculo da dose de lodo de esgoto a ser aplicada em determinado cultivo considera a quantidade de nitrogênio disponível no resíduo. Essa quantidade é definida como a soma do nitrogênio na forma mineral (amônio + nitrato) originalmente contida no lodo, com a fração do nitrogênio orgânico do mesmo que será mineralizada durante o ciclo da cultura (CETESB, 1999). Dados da literatura indicam que tal fração varia entre 20 e 30%, quando o lodo é originado de processos de digestão anaeróbia ou aeróbia, respectivamente (Tsutiya, 2001). Isso significa que num sistema de culturas anuais adubadas com lodo de esgoto, entre 70 e 80% do nitrogênio orgânico adicionado a cada aplicação permanece no solo após cada safra. Embora o nitrogênio orgânico remanescente continue sendo mineralizado na ausência da cultura, uma quantidade considerável pode persistir sob esta forma, somando-se à adicionada na safra seguinte. Portanto, aplicações sucessivas de lodo numa mesma área causam um acúmulo de nitrogênio orgânico no solo, cujos efeitos sobre a formação e lixiviação de nitrato em solos tropicais são ainda pouco estudados, principalmente em condições de campo. Neste capítulo são

Nitrato no Perfil de um Latossolo Vermelho Distroférico Cultivado com Milho sob Aplicações Seqüenciais de Lodo de Esgoto

apresentados alguns resultados experimentais que refletem as consequências de aplicações repetidas de lodo de esgoto, em cultivos sucessivos de milho, sobre o movimento do nitrato no perfil de um latossolo de textura argilosa.

Material e Métodos

O trabalho baseou-se na análise de amostras de solo coletadas após três cultivos de milho, em um experimento que visa a avaliação dos impactos ambientais de curto, médio e longo prazos, decorrentes do uso agrícola de lodo de esgoto e da solução do solo no quarto cultivo. O experimento foi iniciado no ano de 1999 no campo experimental da Embrapa Meio Ambiente (Jaguariúna, SP), numa área de Latossolo Vermelho distroférico com declividade menor que 5%. As características do solo na camada de 0,0-0,2 m no início do experimento eram: pH em água = 5,8; MO = 2,6 g kg⁻¹; P = 3,5 mg dm⁻³; K = 1,51 mmol_c dm⁻³, Ca = 27,5 mmol_c dm⁻³, Mg = 8,5 mmol_c dm⁻³, Al = 1 mmol_c dm⁻³, H = 35 mmol_c dm⁻³ e CTC = 73,5 mmol_c dm⁻³; V = 52%; argila = 450 g kg⁻¹.

Utilizaram-se lodos provenientes das estações de tratamento de esgotos (ETE) das cidades de Franca e de Barueri (SP). As características das partidas dos lodos utilizadas nos cultivos são parcialmente mostradas na Tabela 1 e os detalhes no capítulo 1.

Tabela 1. Características químicas das partidas dos lodos das ETE de Franca (LF) e Barueri (LB) utilizadas nos três cultivos de milho.

| Atributo | Unidade | Cultivo | | | | | |
|---------------------------|--------------------|-----------------|------|-----------|------|-----------|------|
| | | 1999 (safrinha) | | 1999/2000 | | 2000/2001 | |
| | | LF | LB | LF | LB | LF | LB |
| pH água (1:2,5) | - | 6,9 | 7,2 | 7,8 | 8,2 | 8,2 | 8,2 |
| C orgânico | gkg ⁻¹ | 356 | 230 | 374 | 271 | 530 | 384 |
| N Kjeldahl ⁽¹⁾ | gkg ⁻¹ | 56,4 | 21,0 | 67,5 | 43,7 | 68,2 | 42,1 |
| N- amoniacal | mgkg ⁻¹ | 4656 | 1403 | 9304 | 9562 | 10253 | 7734 |
| N nitrato + nitrito | mgkg ⁻¹ | 37 | 312 | 122 | 177 | 101 | 97 |
| FM ⁽²⁾ | % | 24 | 24 | 28 | 32 | 28 | 32 |

⁽¹⁾ N orgânico + N amoniacal

⁽²⁾ Fração de mineralização, determinada conforme as normas da CETESB (1999).

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

Foram avaliados seis tratamentos, aplicados a cada cultivo: 1) adubação mineral recomendada - AM; 2) dose zero dos lodos - LON; 3) dose 1 dos lodos - L1N; dose 2 dos lodos - L2N; dose 4 dos lodos - L4N; dose 8 dos lodos - L8N. As doses dos lodos foram calculadas para fornecer ao milho nitrogênio disponível em quantidades equivalentes a zero (LON), uma (L1N), duas (L2N), quatro (L4N) e oito (L8N) vezes a quantidade de N aplicada na adubação mineral. O nitrogênio disponível (N_{disp}) foi calculado pela fórmula (CETESB, 1999):

$$N_{\text{disp}} \text{ (kg t}^{-1}\text{)} = 0,01 \times \text{FM} \times (N_{\text{Kj}} - N_{\text{NH}_3}) + N_{\text{NH}_3} + (N_{\text{NO}_3} + N_{\text{NO}_2}), \text{ sendo}$$

FM = Fração de mineralização do nitrogênio do lodo (%)

N_{Kj} = nitrogênio Kjeldahl (nitrogênio orgânico total + nitrogênio amoniacal) (mg kg⁻¹)

N_{NH_3} = nitrogênio sob forma amoniacal (mg kg⁻¹)

N_{NO_3} = nitrogênio sob forma de nitrato (mg kg⁻¹)

N_{NO_2} = nitrogênio sob forma de nitrito (mg kg⁻¹)

As doses dos lodos, as correspondentes doses de N total (mineral + orgânico) e as quantidades totais de N aplicadas nos tratamentos constam na Tabela 2.

Tabela 2. Doses dos lodos de esgoto (LE) das ETEs de Franca e Barueri, correspondentes doses de nitrogênio total (Nt) por cultivo e total de nitrogênio aplicado por tratamento (TNA) nos três cultivos.

| Tratamento ¹ | Cultivo | | | | | | TNA kg ha ⁻¹ |
|-------------------------|---|---------------------------|---|---------------------------|---|---------------------------|----------------------------|
| | 1999 (safrinha) | | 1999/2000 | | 2000/2001 | | |
| | LE t ha ⁻¹ ; base seca | Nt kg ha ⁻¹ | LE t ha ⁻¹ ; base seca | Nt kg ha ⁻¹ | LE t ha ⁻¹ ; base seca | Nt kg ha ⁻¹ | |
| Lodo de Franca | | | | | | | |
| AM | - | 51 | - | 90 | - | 100 | 241 |
| LON | - | - | - | - | - | - | - |
| L1N | 3,0 | 170 | 3,5 | 237 | 3,8 | 257 | 664 |
| L2N | 6,0 | 340 | 7,0 | 474 | 7,6 | 514 | 1328 |
| L4N | 12,0 | 680 | 14,0 | 948 | 15,2 | 1028 | 2656 |
| L8N | 24,0 | 1360 | 28,0 | 1896 | 30,4 | 2056 | 5312 |
| Lodo de Barueri | | | | | | | |
| AM | - | 51 | - | 90 | - | 100 | 241 |
| LON | - | - | - | - | - | - | - |
| L1N | 8.1 | 173 | 4.0 | 199 | 5.3 | 224 | 596 |
| L2N | 16.2 | 346 | 8.0 | 398 | 10.6 | 448 | 1192 |
| L4N | 32.4 | 692 | 16.0 | 796 | 21.2 | 896 | 2384 |
| L8N | 64.8 | 1384 | 32.0 | 1592 | 42.4 | 1792 | 4768 |

¹ AM: adubação mineral; LON: testemunha; L1N, L2N, L4N, L8N: doses dos lodos equivalentes à aplicação de uma, duas, quatro e oito vezes a dose de N da adubação mineral.

Nitrato no Perfil de um Latossolo Vermelho Distroférico Cultivado com Milho sob Aplicações Seqüenciais de Lodo de Esgoto

No tratamento AM a dose de nitrogênio nos três cultivos foi parcelada, aplicando-se 16, 18, 18 kg ha⁻¹ no plantio e o restante em cobertura e incorporado com cultivador, aproximadamente 45 dias após o plantio. Na adubação de plantio utilizou-se a fórmula NPK 4-20-16, e na de cobertura foi utilizada uréia (45% de N).

Em todos os cultivos, os lodos foram aplicados a lanço nas parcelas e incorporados à camada arável do solo (0-0,2 m) com enxada rotativa, três a quatro dias antes do plantio. Os restos culturais foram retirados das parcelas antes da aplicação dos lodos. Entre o segundo e o terceiro cultivos, a acidez do solo das parcelas foi corrigida para pH próximo de 5,7, utilizando-se calcário dolomítico, com base em curvas de neutralização estabelecidas para cada uma delas.

Antes da instalação do experimento (início de 1999) e logo após a colheita do milho do segundo e do terceiro cultivos (1999/2000 e 2000/2001) foram coletadas amostras do perfil do solo para análise de nitrato. Não foram coletadas amostras após o primeiro cultivo, pois o mesmo foi realizado na época das secas (safrinha), sendo praticamente nula a possibilidade de ocorrer lixiviação do ânion. As camadas amostradas antes do início do experimento e após o segundo cultivo foram: 0-0,2; 0,2-0,6; 0,6-1,0; 1,0-1,4; 1,4-1,8 e 1,8-2,2 m. Nas amostragens realizadas após o terceiro cultivo foram incluídas as camadas 2,2-2,6 e 2,6-3,0 m. O nitrato foi extraído das amostras de solo com solução de sulfato de sódio 0,5 mol L⁻¹ (Camargo et al., 1986) e determinado pelo método colorimétrico da brucina (Baker, 1969).

Durante o quarto cultivo, no período compreendido entre 20/11/2001 e 09/04/2002, foram realizadas coletas semanais de amostras da solução do solo nas parcelas de um dos blocos experimentais, para determinação de nitrato. As coletas foram feitas a um metro de profundidade, por meio de cápsulas porosas, conforme sistema descrito por Reichardt et al. (1977). As extrações foram efetuadas sob sucção de 60 kPa, aplicada com bomba manual de vácuo dotada de manômetro. No momento da aplicação do vácuo era adicionada uma gota de tolueno aos frascos de coleta, com o objetivo de impedir atividade microbiana que pudesse resultar em denitrificação na solução recolhida. O intervalo entre a aplicação do vácuo e o recolhimento das soluções

foi de um dia. A metodologia utilizada na determinação do nitrato da solução do solo foi mesma utilizada para o solo.

Resultados e Discussão

Nos tratamentos L2N, L4N e L8N - com aplicação dos lodos em doses correspondentes a duas, quatro e oito vezes a do tratamento L1N (esta calculada com base na necessidade de nitrogênio da cultura) – ocorreu expressiva lixiviação de nitrato já a partir do segundo cultivo de milho (Figura 1). A lixiviação aumentou progressivamente com o número de doses aplicadas e com o aumento das doses dos lodos, e foi mais intensa nos tratamentos L4N e L8N. Nota-se que o nitrato lixiviado se concentrou, notadamente, na camada de solo localizada entre 0,6 e 2,2 metros de profundidade, registrando-se picos de concentração entre 1,0 e 1,4 metros. As quantidades do ânion contidas nessa camada em cada tratamento estão indicadas na Figura 2.

No tratamento L8N do lodo de Franca, as quantidades de N-NO_3^- acumuladas na camada 0,6-2,2 m ficaram próximas de 1000 e 1300 kg ha^{-1} (descontados os valores da testemunha), no segundo e no terceiro cultivos, respectivamente (Figura 2). No caso do lodo de Barueri esses valores ficaram em torno de 400 e 900 kg ha^{-1} . Considerando-se a proporção entre as quantidades de nitrato acumuladas nessa camada e as quantidades totais de nitrogênio aplicadas via lodos nesse tratamento, nos três cultivos (5312 e 4768 kg ha^{-1} , para os lodos de Franca e de Barueri, respectivamente - Tabela 2), constata-se que no espaço de tempo de apenas três safras cerca de 24% do nitrogênio aplicado via lodo de Franca e 19% do nitrogênio aplicado via lodo de Barueri foram lixiviados para a camada 0,6-2,2 m. Como o nitrato nessa profundidade está praticamente fora do alcance das raízes das plantas anuais e, por outro lado, tem grande possibilidade de ser lixiviado para o lençol freático, os números acima demonstram que a aplicação de doses excessivas de lodo resulta, concomitantemente, em desperdício de nitrogênio e em aumento do risco de contaminação das águas subterrâneas com nitrato. O pulso de nitrato vai descendo para camadas mais profundas com o passar do tempo e se não encontrar camadas com predominância de cargas positivas, continuará a se mover no perfil.

Nitrato no Perfil de um Latossolo Vermelho Distroférico Cultivado com Milho sob Aplicações Sequênciais de Lodo de Esgoto

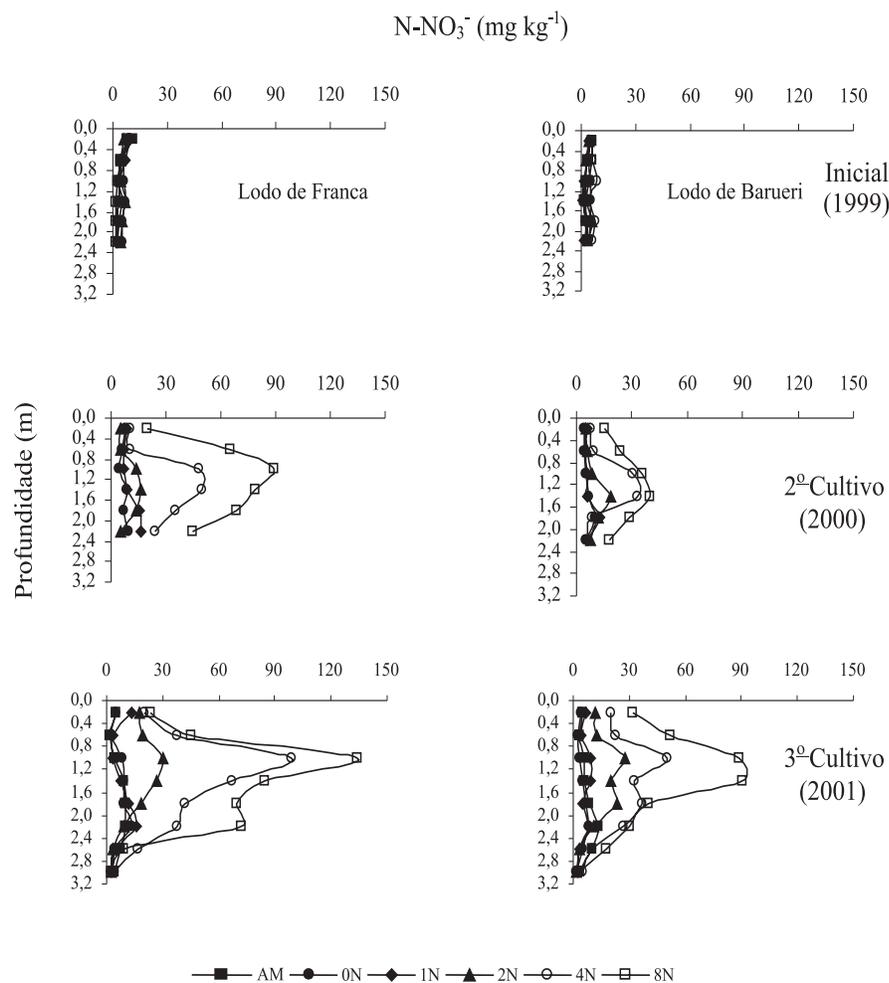


Fig. 1. Teores de N-NO_3^- no perfil do solo no início do experimento (A) e após o segundo e o terceiro cultivos de milho [safras 1999/2000 (B) e 2000/2001 (C)] nos diversos tratamentos (médias de três repetições). AM: adubação mineral; LON: testemunha; L1N, L2N, L4N, L8N: doses dos lodos equivalentes à aplicação de uma, duas, quatro e oito vezes a dose de N da adubação mineral. Nota: No segundo cultivo (1999/2000) não foram analisadas amostras do solo do tratamento AM.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

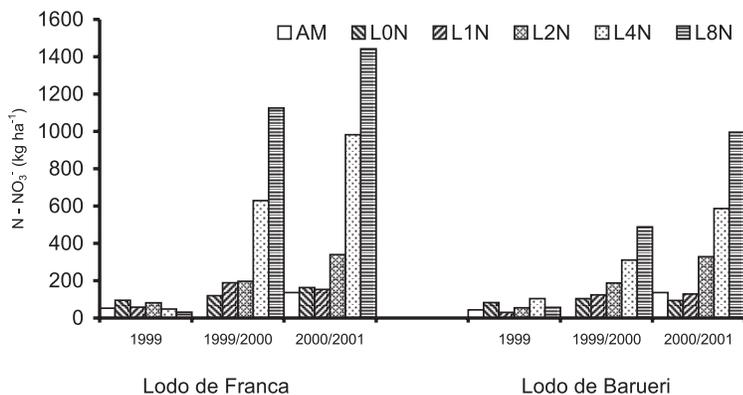


Fig. 2. Conteúdo de nitrato no solo na camada 0,6-2,2m no início do experimento (1999) e após o segundo (1999/2000) e o terceiro (2000/2001) cultivos de milho, nos diversos tratamentos (médias de três repetições). AM: adubação mineral; LON: testemunha; L1N, L2N, L4N, L8N: doses dos lodos equivalentes à aplicação de uma, duas, quatro e oito vezes a dose de N da adubação mineral. Notas: 1) Cálculos feitos considerando-se a densidade do solo igual a 1 kgdm⁻³. 2) No cultivo 1999/2000 não foram analisadas amostras do solo do tratamento AM.

Nos tratamentos LON e L1N, as quantidades de nitrato acumuladas na camada 0,6-2,2m aumentaram no segundo cultivo (1999/2000), em relação aos valores iniciais (1999) e mantiveram-se praticamente estáveis no terceiro cultivo (2000/2001) (Fig. 2). Embora não tenham sido analisadas amostras de solo do tratamento AM no segundo cultivo, os dados do terceiro cultivo mostram que também nesse tratamento houve aumento do nitrato acumulado na mesma camada. As quantidades acumuladas nos três tratamentos foram semelhantes, indicando que o efeito das três aplicações dos lodos no tratamento L1N na lixiviação do ânion foi similar ao dos tratamentos sem adubação (LON) e com adubação mineral (AM).

Entretanto, resultados da análise da solução do solo coletada a um metro de profundidade durante o período mais chuvoso do quarto cultivo de milho (safra 2001/2002), entre o final de janeiro e meados de março de 2002 (Figura 3), indicam que a concentração de nitrato na solução no tratamento L1N foi maior do que nos tratamentos AM e LON. Naquele período os teores médios de N-NO₃⁻ na solução do solo no tratamento com lodo (L1N) variaram

Nitrato no Perfil de um Latossolo Vermelho Distroférico Cultivado com Milho sob Aplicações Seqüenciais de Lodo de Esgoto

entre 34 e 68 mg L⁻¹, valores muito superiores aos dos tratamentos LON e AM, que variaram entre 19 e 36 mg L⁻¹ e 5 e 9 mg L⁻¹, respectivamente. O fato do tratamento LON apresentar maior perda de N-NO₃⁻ em relação ao tratamento AM se deve ao pouco desenvolvimento da cultura do milho neste tratamento, ocorrendo pouco desenvolvimento radicular e, conseqüentemente, à baixa absorção de N pela cultura.

No mesmo período e na mesma profundidade de amostragem da solução, o fluxo de água no solo apresentava sentido descendente (dados não apresentados), evidenciando a ocorrência de lixiviação de nitrato nos três tratamentos – porém, em taxas mais elevadas no tratamento L1N em razão das maiores concentrações de nitrato na solução. Esses resultados indicam que, em termos do risco de contaminação do lençol freático com nitrato, o solo tratado com lodo, com N na mesma proporção do N da adubação mineral, apresenta risco de contaminação muito maior do que o solo tratado com adubação mineral.

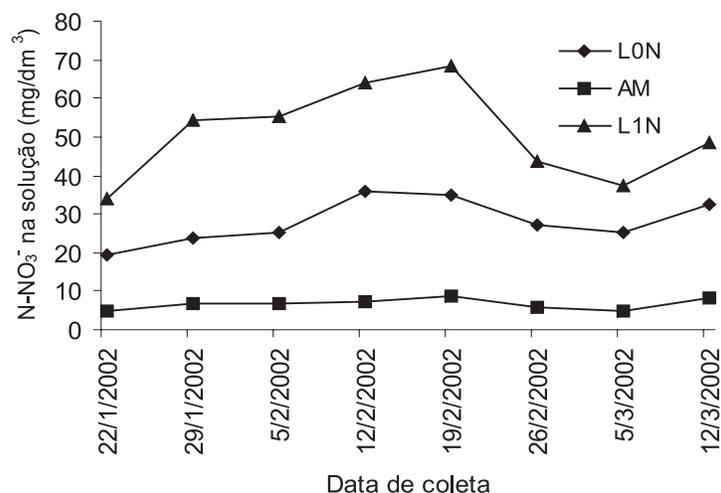


Fig. 3. Variação semanal dos teores de nitrato na solução do solo coletada a um metro de profundidade no período 22/01/02 - 12/03/02 durante o quarto cultivo de milho, nos tratamentos testemunha (LON), com adubação mineral (AM) e com a dose de lodo recomendada (L1N). Médias de duas repetições (inclusive dos tratamentos L1N com os dois lodos, nos quais os teores de nitrato em solução foram semelhantes).

Conclusões

1. A lixiviação de nitrato ocorre em todos os tratamentos. A intensidade da lixiviação obedece à ordem: adubação mineral < testemunha < adubação com os lodos. Nos tratamentos com os lodos a lixiviação aumentou com as doses e com o número de aplicações.
2. A aplicação dos lodos em doses correspondentes ao fornecimento de quatro e oito vezes o N disponível aplicado na adubação mineral recomendada para a cultura resulta em intensa lixiviação do ânion a partir dos primeiros cultivos. Após cinco aplicações destas doses, grande parte do nitrato lixiviado alcança a profundidade de três metros.
3. As perdas médias de N com a aplicação dos lodos em doses equivalentes ao fornecimento de uma, duas, quatro e oito vezes o N disponível aplicado via adubação mineral foram de 430, 1020, 2400 e 3970 kg ha⁻¹, respectivamente, correspondendo a cerca de 28, 42, 54 e 45% do N total aplicado em cada tratamento.

Referências

- ANJOS, A.R.M.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.927-938, 2000.
- BAKER, A.S. Colorimetric determination of nitrate in soil and plant extracts with brucine. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.17, p.802, 1969.
- BERTON, R.S.; VALADARES, J.M.A.S.; CAMARGO, O.A.; BATAGLIA, O.C. Peletização de biossólido e adição de CaCO₃ na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.685-691, 1997.
- BETTIOL, W.; CARVALHO, P.C.T., FRANCO, B.J.D. Utilização do lodo de esgoto como fertilizante. **O Solo**, v. 75, p.44-54, 1983.
- 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 Agrônomo de Campinas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1986. (IAC. Boletim Técnico, 106).

Nitrato no Perfil de um Latossolo Vermelho Distroférico Cultivado com Milho sob Aplicações Seqüenciais de Lodo de Esgoto

CETESB. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas**: critérios para projeto e operação. São Paulo, 1999. 32p. (Manual Técnico. Norma P 4230).

DEFELIPO, B.V.; NOGUEIRA, A.V.; LOURES, E.G.; ALVARES, Z.V.H. Eficiência agronômica do bio sólido proveniente de uma siderúrgica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.15, p.389-393, 1991.

MATTIAZZO, M.E.; ANDRADE, C.A. Aplicabilidade do bio sólido em plantações florestais: IV. Lixiviação de N inorgânico e toxicidade de metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

OLIVEIRA, F.C. **Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com lodo de esgoto**. 1995. 90p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

ROS, C.O. da; AITA, C.; CERETTA, C.A.; FRIES, M.R. Bio sólido: efeito imediato no milho e residual na associação aveia preta-ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.17, p.257-261, 1993.

TEDESCO, M.J.; VOLKWEISS, S.J.; BOHNEN, H. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Faculdade de Agronomia da UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de bio sólidos. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. (Ed.) **Bio sólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. 468p.

6

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

Ricardo de Oliveira Munhoz e Ronaldo Severiano Berton

Introdução

Nos processos de tratamento dos esgotos há a formação de um resíduo denominado lodo de esgoto. A produção de lodo nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) operadas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), na região metropolitana de São Paulo, segundo a projeção para o ano de 2015, será da ordem de 785 Mg dia⁻¹ em matéria seca. Encontrar alternativas sustentáveis para o destino desse lodo tornar-se-á um dos principais desafios para os profissionais envolvidos.

Após o processo de digestão, o lodo de esgoto apresenta teor de matéria orgânica, nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) em torno de 40 %, 3,0 %, 2,0 % e 1,0 %, respectivamente. Com essas características fica evidente que o lodo de esgoto é um resíduo com perspectiva de uso na agricultura.

Dentre os critérios presentes em Normas Técnicas para a definição da dose de lodo, o risco de acúmulo e de lixiviação de nitrato no solo é um dos que mais limita a aplicação desse resíduo no solo agrícola. A quantidade de nitrogênio adicionada ao solo, na forma de lodo de esgoto, não deve exceder a necessidade da cultura beneficiária. Além disso, a dose do lodo deve considerar que apenas uma fração, em torno de 1/3 do nitrogênio total, transformar-se-á em nitrogênio disponível às plantas no primeiro ano. Por exemplo, para que um lodo com 3 % de N total e 2 % de P possa atender uma recomendação de 100 kg ha⁻¹ de N para a cultura do milho, a uma fração de mineralização do nitrogênio de 0,30, seriam necessários 11,1 Mg ha⁻¹. Uma consequência desse mecanismo de cálculo é o aumento da adição de outros elementos presentes no material. No caso do fósforo, seriam aplicados no solo cerca de 220 kg ha⁻¹ de P ou

506 kg ha⁻¹ de P₂O₅, que representa cerca de dez vezes a quantidade média recomendada pelo Boletim 100 do IAC (Raij et al., 1997) para a produção de milho em grãos.

Quantidades elevadas de fósforo, originárias do lodo de esgoto, podem modificar alguns aspectos da dinâmica do fósforo nos solos. Além disso, há o risco de contaminação do ambiente por meio do seu transporte, adsorvido ao material particulado nas enxurradas, em direção aos reservatórios de águas superficiais. A eutrofização de lagos e outros corpos d'água, pelo fósforo, seria limitante à biodiversidade destes ambientes.

Um dos aspectos que pode sofrer modificação em razão da adição do lodo de esgoto é a capacidade de adsorção de fósforo pelos solos. Os resíduos orgânicos, dependendo do seu teor de fósforo, aumentam ou diminuem a adsorção do elemento no solo. Durante a decomposição do lodo, os ácidos orgânicos liberados podem bloquear os mesmos sítios de adsorção do fósforo na fase sólida, diminuindo assim a fixação do elemento (Haynes, 1984). O caráter aniônico dos ácidos orgânicos favorece as ligações com os mesmos sítios de adsorção usados pelo fosfato. Este mecanismo de bloqueio, aumenta a disponibilidade de fósforo para as plantas. O efeito dos ácidos orgânicos sobre a adsorção de fósforo pode ser visto no trabalho de Hue (1991), que usou o recurso das isotermas de adsorção e concluiu que a presença de ácidos orgânicos, liberados pela matéria orgânica em decomposição, diminuiu a adsorção de fósforo nos solos estudados.

Outro aspecto de interesse, em solos que receberam lodo de esgoto, é o método de extração que melhor representa o fósforo disponível. O valor absoluto da concentração de fósforo, obtido por meio dos métodos de extração usuais, pode expressar diferentes formas do elemento no solo. Em alguns casos, estas formas não se relacionam com o fósforo disponível. Extratores ácidos, tais como o Mehlich 1, apesar de sua aplicação simples, são influenciados pelo fator capacidade de fósforo dos solos e podem subestimar o fósforo disponível em solos com elevado teor de argila (Novais e Smith, 1999). Além disso, Silva (1999) argumentou que solos que receberam fósforo a partir de minerais apatíticos, representados pelos fosfatos naturais, quando

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

submetidos a extratores ácidos, podem superestimar o fósforo disponível do solo, extraíndo uma porção do elemento originário da solubilização do P-Ca, considerado inacessível às culturas nas condições de pH recomendadas. A resina trocadora de íons (RTI), não é influenciada pelo fator capacidade de fósforo do solo, no entanto, apresenta um procedimento mais laborioso. Desta forma, uma medida confiável do fósforo disponível depende da relação entre a quantidade de fósforo extraída por um determinado método e o acúmulo do elemento nas folhas da planta. O estabelecimento dessas relações para diferentes métodos de extração, pode contribuir para melhorar o prognóstico acerca da disponibilidade de fósforo nesses solos.

Comparado às fontes solúveis, tais como o superfosfato simples e o fosfato monoamônico, o lodo apresenta eficiência que varia entre 20 % e 80% (Melo e Marques, 2000). Por sua vez, Pommel (1980) observou que, após 75 dias, o lodo foi 50% mais eficiente que o fosfato monocálcico na absorção do elemento pelas gramíneas. É provável que essa amplitude seja consequência da influência de outros elementos presentes no lodo. A elevada adição de nitrogênio via lodo de esgoto, por exemplo, pode aumentar a absorção de fósforo pela planta.

Pressupõe-se que a modificação na disponibilidade de fósforo, após a adição de lodo de esgoto, seja acompanhada de uma redistribuição do elemento entre as suas principais frações no solo. Sendo assim, as formas orgânicas e inorgânicas de fósforo presentes no resíduo, quando inseridas no sistema solo, poderão seguir por diferentes caminhos, definidos pelas características químicas, físicas e biológicas deste solo, até encontrarem o estado de equilíbrio. Num trabalho com a finalidade de investigar os efeitos da adição de lodo de esgoto sobre as formas de fósforo no solo, Sui et al. (1999), argumentam que, dependendo da extensão em que as formas de fósforo se tornam biologicamente mais disponíveis, pode-se estimular com maior ou menor intensidade a eutrofização dos corpos d'água superficiais. Isso motivou os autores na proposição de um método de fracionamento que simplificava o de Hedley et al. (1982) em alguns passos. Além disso, o esquema de Sui et al. (1999) adaptava o fracionamento de Hedley et al. (1982) ao conceito do fósforo biologicamente

mais disponível, definido por Sonzogni et al. (1982) como sendo a quantidade de fósforo inorgânico, que uma população de algas deficiente em fósforo, pode utilizar por um período igual ou superior a 48 h. Segundo Sui et al. (1999), o extrator que melhor representaria esta fração seria H_2O ao invés da resina aniônica utilizada por Hedley et al. (1982). Os tratamentos seguintes, ou seja, com $NaHCO_3$, $NaOH$, HCl e digestão nítrico-perclórica, identificariam as frações: (a) P_i e P_o lábeis; (b) P_i e P_o mais fortemente adsorvidos aos compostos de Fe e Al da superfície da fase sólida; (c) P_i associado ao Ca e (d) P- residual, respectivamente. Mapear essas frações é fundamental para aprofundar o conhecimento dos efeitos do lodo de esgoto sobre a dinâmica do fósforo no solo.

No Brasil, o estudo das conseqüências do uso de lodo de esgoto sobre as transformações do fósforo no solo ainda é escasso. Desta forma, as informações que identifiquem ou quantifiquem tais efeitos serão relevantes para aumentar a eficácia das atuais recomendações.

Assim, nesse experimento foram levantadas algumas hipóteses, considerando o efeito do lodo de esgoto no sistema solo: a) a concentração de fósforo no lodo de esgoto é suficiente para suprir a necessidade do milho, mesmo que a dose do resíduo tenha sido dimensionada para atender a recomendação de nitrogênio; b) além de ser fonte de fósforo, o lodo de esgoto possui efeito indireto sobre a disponibilidade desse nutriente, ou seja, há aumento da disponibilidade de P em função da diminuição da capacidade de adsorção desse elemento pelo solo tratado; c) em razão da elevada quantidade de fósforo, muito superior à recomendação para o milho, haverá acúmulo deste elemento no solo, aumentando o risco de eutrofização de corpos d' água superficiais, que receberiam o fósforo por meio de escoamento superficial e erosão; e d) o fósforo do lodo de esgoto, quando adicionado ao solo, passará por transformações que modificam a sua disponibilidade. Desta maneira, o emprego de extratores ou de métodos de fracionamento, sensíveis a essas mudanças, seriam de grande auxílio para o prognóstico da fitodisponibilidade de fósforo.

Este trabalho foi realizado em um experimento de longa duração, em condições de campo, após duas aplicações sucessivas de lodo de esgoto e

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

dois ciclos produtivos da cultura do milho. Seus principais objetivos foram: (a) verificar a eficiência do lodo de esgoto como fonte de fósforo, comparado a uma fórmula NPK solúvel; (b) avaliar a eficiência de três extratores em expressar o teor de fósforo disponível; (c) avaliar a ocorrência de mudanças na capacidade de adsorção de fósforo e (d) verificar a redistribuição do fósforo entre as principais frações do elemento no solo.

Material e Métodos

As informações sobre o local, o solo, as culturas plantadas e as quantidades e análises químicas dos lodos de esgoto utilizados no experimento encontram-se no Capítulo 1 desse livro.

Na Tabela 1 encontram-se as denominações dos tratamentos e as quantidades de fósforo aplicadas, via lodo de esgoto, por ocasião do segundo plantio do milho no ensaio.

Tabela 1. Identificação dos tratamentos e quantidades de fósforo aplicadas no ensaio, referentes à segunda aplicação de lodo.

| Tratamento | Dose de P aplicada kg ha ⁻¹ |
|------------|---|
| FT | 0 |
| BT | 0 |
| FNPK | 35 |
| BNPK | 35 |
| F1N | 63 |
| F2N | 125 |
| F4N | 250 |
| F8N | 500 |
| B1N | 125 |
| B2N | 250 |
| B4N | 500 |
| B8N | 1000 |

F = Franca; B = Barueri; T = Testemunha; NPK = adubação mineral com N, P e K; 1N, 2N, 4N e 8N = uma, duas, quatro e oito vezes a dose de lodo de esgoto recomendada com base no teor de nitrogênio, de acordo com o Boletim 100 do IAC.

Análise do solo

Uma amostra composta de solo foi obtida para cada parcela, resultante de cinco perfurações feitas na entrelinha de plantio na profundidade de 0 a 20 cm, depois da segunda safra de milho, ou seja, após duas adições de lodo de esgoto aos respectivos tratamentos. Após a coleta, todas as amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira com malha de 2 mm.

Análise de folhas

As folhas foram coletadas no segundo plantio do milho, quando 50 % das plantas atingiram o pendoamento, tomando o terço médio da folha da base da espiga. Em seguida, o material foi seco em estufa a 65 °C, moído e armazenado. Posteriormente, efetuou-se a análise do fósforo total em extrato obtido por meio de digestão nítrico-perclórica ($\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$) conforme descrito em Silva (1999). O fósforo foi determinado colorimetricamente, baseando-se na formação de espécies de cor azul do complexo fosfoantimonilmolibdênio, em meio sulfúrico e com ácido ascórbico como redutor (Murphy & Riley, 1962).

Análise do fósforo disponível

As amostras de solo foram submetidas a três métodos de extração para avaliar o P disponível: (a) Mehlich 1 - H_2SO_4 0,025 mol L⁻¹ + HCl 0,05 mol L⁻¹, uma parte de solo em dez partes de solução (Nelson et al., 1953); (b) Mehlich 3 - CH_3COOH 0,2 mol L⁻¹ + NH_4NO_3 0,25 mol L⁻¹ + NH_4F 0,015 mol L⁻¹ + HNO_3 0,013 mol L⁻¹ + EDTA 0,001 mol L⁻¹ pH 2,5 ± 0,1, uma parte de solo para dez partes de solução (Mehlich, 1984); (c) Resina Trocadora de Íons - Extração de íons do solo com mistura de Resina trocadora de ânions Amberlite IRA-400 + Resina trocadora de cátions Amberlite IR-120 e posterior extração dos íons retidos nas resinas com NH_4Cl 0,8 mol L⁻¹ e HCl 0,2 mol L⁻¹ (Raj et al., 1986).

Nos extratos, o fósforo foi determinado em espectrofotômetro com sistema de leitura digital, com transmissão máxima em 660 ou 880 nm após desenvolver coloração azul do complexo fosfoantimoniomolibdico (Murphy & Riley, 1962).

Eficiência relativa do lodo no fornecimento de P

A eficiência dos lodos de esgoto em fornecer P para as plantas de milho foi estimada em relação ao P mineral da fórmula NPK, considerada 100 %. Com base na equação de ajuste linear da relação entre o acúmulo de P nas folhas (Y) e as doses de P-lodo (X), calculou-se a dose de P-lodo que corresponde ao valor absoluto do P-folhas encontrado no tratamento que recebeu 35 kg de P-NPK. A relação percentual entre dose de P - NPK / dose de P-lodo é a eficiência do P-lodo.

Adsorção

As amostras de solo das repetições de cada tratamento foram homogeneizadas em uma amostra composta. Em seguida, 3 g de solo dos tratamentos BT e FT, F1N, F4N, F8N, B1N, B4N e B8N, foram submetidas ao equilíbrio em tubos de centrífuga de 50 mL. Aos tubos com os solos adicionaram-se 30 mL de solução de CaCl_2 a $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ contendo 0, 5, 10, 15, 30, 60, 100, 250 mg L^{-1} de P. Duas gotas de tolueno foram aplicadas para preservar a solução da contaminação por microrganismos. Durante o período de seis dias de equilíbrio, as soluções foram agitadas três vezes por dia durante 30 min. No final, o sobrenadante foi separado do material sólido por meio de centrifugação a 2200 rpm por 15 min. O P do sobrenadante foi lido em espectrofotômetro com sistema de leitura digital, ajustado para 880 nm, após efetuar-se o tratamento colorimétrico descrito por Murphy & Riley (1962).

Os resultados analíticos foram processados para obtenção do P adsorvido (mg g^{-1}) = P solução padrão inicial - P solução de equilíbrio. Em seguida, plotaram-se os valores do P adsorvido, referentes às doses de P iniciais de 5, 10, 15 e 30 mg L^{-1} no eixo das ordenadas e o P solução de equilíbrio, em escala logarítmica, no eixo das abscissas. A reta obtida por meio do ajuste linear desta relação representa a isoterma de adsorção.

A capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAF) e a energia de ligação foram estimadas conforme descrição de Novais & Smith (1999), ou seja, a partir do ajuste linear do modelo de Langmuir, compreendido numa única região: $C/(x/m) = b_0 + b_1 C$ em que, C = concentração de P na solução de equilíbrio; $x/m = \text{P adsorvido}$; $\text{CMAF} = 1/b_1$ e energia de ligação = b_1/b_0 .

Fracionamento

Duas alíquotas de 0,5 g foram separadas de cada amostra. Uma delas foi submetida a digestão nítrico-perclórica (Silva, 1999). Em seguida, determinou-se o P total (P_t) por meio de leitura em espectrofotometria de emissão atômica por plasma (ICP - AES). A outra réplica foi colocada em tubos de centrífuga de 50 mL para iniciar o processo de extração seqüencial. O fracionamento adotado fundamentou-se no método de Hedley et al. (1982), posteriormente modificado por Sui et al. (1999) (Fig. 1). A finalidade do método é identificar cinco grupos de ligações do P com a fase sólida: (a) P biologicamente mais disponível, representado pelo P- H_2O ou P- $CaCl_2$; (b) P_i e P_o disponíveis, extraídos por P- $NaHCO_3$; (c) P_i e P_o ligados aos óxidos de Fe e Al, extraídos por NaOH; (d) P ligado a cálcio, representado pelo P extraído por HCl; (e) P residual. Os extratores foram administrados na dose de 30 mL, um após o outro, separando-se em cada etapa o extrato obtido e ainda mantendo-se no tubo a mesma alíquota de solo. A exposição do solo a cada extrator se deu sob agitação e durou 16 h. Após cada etapa, os tubos foram centrifugados a 3000 rpm durante 15 min em temperatura de 25 °C e o sobrenadante passou por filtragem em papel Whatman 41. A extração se deu na seguinte ordem das soluções: $CaCl_2$ 0,01 mol L⁻¹; $NaHCO_3$ 0,5 mol L⁻¹ (pH = 8,2); NaOH 0,1 mol L⁻¹; e HCl 1 mol L⁻¹. No final do fracionamento, o material sólido dos tubos foi submetido à digestão nítrico-perclórica, para determinação do P residual utilizando-se espectrofotometria de emissão atômica por plasma (ICP - AES). O P orgânico dos extratos de NaOH e $NaHCO_3$ foi obtido pela diferença entre o P total do extrato e o P inorgânico ($P_o = P_t - P_i$). O P inorgânico foi determinado em espectrofotômetro pelo método colorimétrico de Murphy & Riley (1962). O P total do extrato foi determinado diretamente em espectrofotômetro de emissão atômica por plasma.

Estatística

Os resultados de fósforo total, fósforo absorvido e fósforo extraído por Mehlich 1, Mehlich 3 e Resina Trocadora de Íons foram submetidos a análise de variância, sendo a significância do valor F avaliada a 1 e a 5 % de

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

probabilidade. A variação entre os lodos foi separada pela diferença mínima significativa entre as médias, pelo teste de Tukey avaliado a 1 e a 5% de probabilidade. A variação obtida pela influência da quantidade de P-lodo aplicada foi estudada por meio de análise de regressão linear.

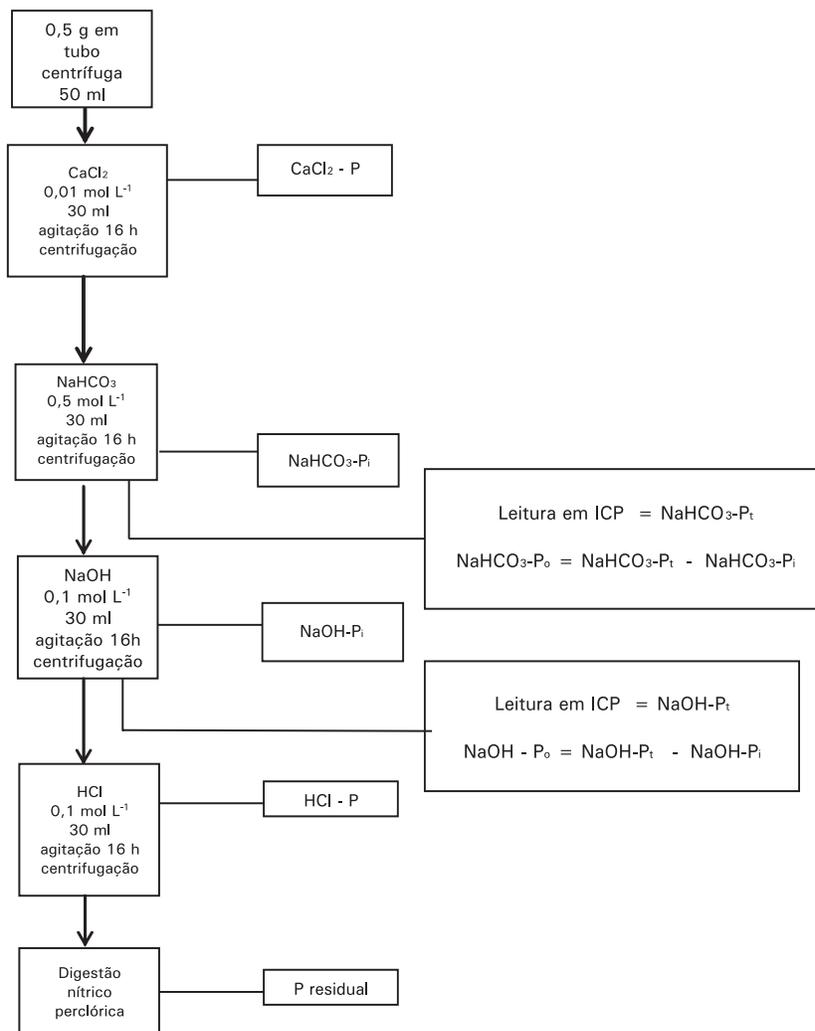


Fig. 1. Esquema de fracionamento sequencial de Sui et al. (1999), modificado do original de Hedley et al. (1982), adaptado para o presente trabalho. ICP = Espectrofotometria de emissão atômica por plasma.

Resultados e Discussão

Eficiência de extratores

- Fósforo extraível

Os três extratores utilizados no estudo foram sensíveis às doses de fósforo aplicadas no solo via lodo de esgoto (Tabelas 2 e 3). Verificou-se também que os valores absolutos do fósforo extraído por resina trocadora de íons na testemunha e nas doses 63, 125 e 250 kg ha⁻¹ de fósforo foram muito semelhantes aos extraídos por Mehlich 1 (Tabela 2). Comparações entre o fósforo extraível por métodos com diferentes princípios de extração podem conduzir a interpretações desprovidas de fundamento teórico. Uma simples medição de laboratório é insuficiente para que se possa prever com segurança a quantidade do elemento que o solo pode suprir (Novais e Kamprath, 1979). O fósforo distribui-se entre os constituintes minerais do solo estabelecendo ligações químicas em vários níveis de energia, sendo assim, os diversos métodos de extração conhecidos atualmente diferenciam-se quanto à afinidade que apresentam em relação às frações do elemento no solo (Raij & Feitosa, 1980).

A análise de regressão mostrou que as doses de fósforo aumentaram significativamente, não apenas o fósforo extraível, mas também o fósforo total e o fósforo absorvido pelas folhas do milho. Os coeficientes de determinação encontrados nas relações entre o fósforo extraível e as doses de fósforo aplicado, indicaram que os resultados da Resina Trocadora de Íons e do Mehlich 3 foram mais eficazes em medir o elemento no solo (Tabela 3).

O menor coeficiente de determinação, ou seja, a maior dispersão dos pontos em relação a reta de regressão observada no Mehlich 1 pode representar a sensibilidade do extrator ao poder tampão do fósforo no solo. À medida que aumenta o conteúdo de argila, maior o tamponamento exercido pelo solo sobre o extrator, ou seja, menor a quantidade de fósforo extraída por unidade de argila (Lins et al., 1989). No entanto, Barbosa Filho et al. (1987) advertiram que este efeito da textura refere-se apenas à eficiência dos extratores para extrair fósforo e não à disponibilidade do elemento para as plantas. Somente após o estabelecimento do grau de correlação entre o fósforo

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

extraível e a resposta da planta é que se avalia a eficácia de um extrator em diagnosticar o fósforo disponível (Raij, 1978; Cabala & Santana, 1983).

Tabela 2. Teores de P no solo extraídos por diferentes métodos e concentrações de P nas folhas das plantas de milho cultivado em solo tratado com doses crescentes de lodo de esgoto.

| Tratamento | Dose P kg ha ⁻¹ | Dose N | P Mehlich1 mg dm ⁻³ | P Mehlich3 mg dm ⁻³ | P Resina | P Total mg kg ⁻¹ | P Folhas |
|------------|---|--------|---|---|----------|--|----------|
| FT | 0 | 0 | 5,6 | 19,8 | 6,3 | 297 | 820 |
| BT | 0 | 0 | 6,2 | 21,9 | 7,3 | 343 | 840 |
| FNPK | 35 | 46 | 16,9 | 40,7 | 27,7 | 420 | 1180 |
| BNPK | 35 | 46 | 18,3 | 46,2 | 29,0 | 390 | 1300 |
| F1N | 63 | 46 | 7,7 | 23,6 | 7,7 | 323 | 1270 |
| B1N | 125 | 46 | 12,2 | 30,9 | 12,3 | 367 | 1180 |
| F2N | 125 | 92 | 9,3 | 26,0 | 11,7 | 357 | 1360 |
| B2N | 250 | 92 | 19,6 | 38,9 | 20,0 | 400 | 1260 |
| F4N | 250 | 184 | 18,4 | 42,7 | 18,4 | 453 | 1460 |
| B4N | 500 | 184 | 55,8 | 84,0 | 55,0 | 560 | 1422 |
| F8N | 500 | 368 | 27,4 | 61,9 | 37,0 | 507 | 1670 |
| B8N | 1000 | 368 | 72,4 | 117,0 | 91,0 | 787 | 1790 |

F = Franca; B = Barueri; T = Testemunha; NPK = adubação mineral com N, P e K; 1N, 2N, 4N e 8N = uma, duas, quatro e oito vezes a dose de lodo de esgoto recomendada com base no teor de nitrogênio.

Tabela 3. Equações de regressão linear e coeficientes de determinação das relações entre dose de fósforo aplicado via lodo de esgoto e P total, P-extratores e P folhas.

| Parâmetro (y) | Dose de P (x) Equação R ² |
|---------------|--|
| P Total | $y = - 432,0 + 1,46x$ 0,98** |
| P Folhas | $y = 1217,0 + 0,83 x$ 0,77** |
| P Mehlich 1 | $y = 4,0 + 0,094 x$ 0,79** |
| P Mehlich 3 | $y = 16,7 + 0,14x$ 0,96** |

** significativo a 1 % de probabilidade.

Recuperação do fósforo aplicado

Uma quantidade variável do fósforo adicionado foi recuperada pelos extratores (Tabela 4). A quantidade extraída dependeu principalmente da afinidade do extrator às formas de fósforo que constituem a fonte empregada e da interferência da textura do solo sobre a funcionalidade do método (Sfredo et al., 1979). Deve-se levar em consideração também, para esse caso de solo tratado com lodo de esgoto, a taxa de mineralização do P-orgânico desse resíduo e da redistribuição entre as formas de P presentes no solo, uma vez que esse experimento é de longa duração. O parâmetro da recuperação do fósforo foi adotado neste trabalho para auxiliar a avaliação da sensibilidade do extrator à fonte de P estudada.

As diferenças entre os métodos, quanto ao poder de extração do fósforo, foram observadas por meio da variação dos coeficientes angulares das equações. Os valores 0,094; 0,14 e 0,13 apresentados na Tabela 3 são os coeficientes angulares das equações de regressão que relacionam o P extraível por Mehlich1, Mehlich3 e Resina, respectivamente, em relação às doses de fósforo adicionadas no solo por meio de lodo de esgoto. As declividades das retas representam a relação DP extraível / Ddose, em que:

DP extraível = (P extraído no solo que recebeu X kg de P-P extraído testemunha),

e Ddose = (Dose X de P - Dose de P na testemunha) . Os coeficientes angulares significam a unidade de aumento do fósforo extraível, por unidade do elemento adicionado. Sendo assim, considerando-se que 1 kg ha⁻¹ de fósforo adicionado significa 0,5 mg dm⁻³, quando o coeficiente angular for maior que este valor, significa que o extrator recuperou uma quantidade superior à adicionada e quando menor, diz-se que foi extraída uma quantidade inferior à aplicada no solo. Verificou-se que os três métodos extraíram quantidades inferiores àquelas aplicadas no solo por meio das fontes. Esta situação é a mais compreensível visto que, de acordo com alguns autores (Chang & Jakson, Bowman & Cole, 1976; Hedley et al. 1982), as formas orgânicas e/ou inorgânicas de fósforo, presentes nas fontes, distribuem-se no solo em função da afinidade que apresentam às frações do elemento. Desse

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

modo, pressupõe-se que estas formas de P não são totalmente extraíveis pelos métodos empregados. Novais e Kamprath (1979) notaram também que, à medida que o fator capacidade de fósforo dos solos diminuiu, os coeficientes angulares das equações aumentaram, ou seja, à medida que aumenta o conteúdo de argila diminui-se a recuperação do P adicionado. Além disso, estes autores argumentaram que, nos solos em que as equações apresentaram coeficientes angulares superiores a 0,5; uma quantidade suplementar de fósforo poderia ser extraída em razão da mineralização do P orgânico do solo ou em consequência direta do fósforo adicionado. Conforme Gunary & Sutton (1967), a recuperação igual ou superior ao P aplicado, também pode ser atribuída ao maior grau de saturação da superfície adsorvente, ocasionada por doses elevadas de fósforo, implicando em redução da energia de ligação do elemento com a superfície. Em consequência disso, uma porção expressiva de fósforo ligada com menor energia possibilitou um aumento suplementar no P extraível.

Os métodos em estudo foram mais eficientes para recuperarem o fósforo da fonte NPK mineral (Tabela 4). As quantidades recuperadas pela resina trocadora de íons e Mehlich 3 superam os valores apresentados no trabalho de Campello et al. (1994) que recuperou em média 25 % do P solúvel aplicado em Latossolos com teor de argila variando de 22 a 64 %, usando resina de troca aniônica. No entanto, Sfredo et al. (1979) concluíram que todos os extratores empregados foram eficientes em recuperar o fósforo da fonte solúvel. Em ordem crescente das quantidades recuperadas obteve-se a seguinte relação: Mehlich1 < Resina < Mehlich3.

Tabela 4. Fósforo recuperado por três métodos de extração, em relação à dose aplicada no solo via fertilizante mineral e via lodo de esgoto.

| Parâmetro | Tratamentos | | | |
|-----------|---------------------|----|---------------------|----|
| | NPK ⁽¹⁾ | | Lodo ⁽²⁾ | |
| | kg ha ⁻¹ | % | kg ha ⁻¹ | % |
| Mehlich1 | 12 | 34 | 34 | 9 |
| Mehlich3 | 23 | 66 | 52 | 14 |
| RTI | 22 | 63 | 45 | 13 |

(1) Dose de P = 35 kg

(2) Dose de P = 500 kg

Relação entre o P extraível e o P absorvido pelas plantas de milho

A relação entre o P acumulado nas folhas do milho e o P extraível do solo apresentou ajuste linear significativo para os três métodos de extração estudados e também para P total (Tabela 5).

Nota-se que os coeficientes de determinação foram baixos e que o método da Resina não se destacou dos demais. De maneira semelhante, outros trabalhos obtiveram ajustes lineares menos expressivos (Raij & Feitosa, 1980; Silva & Raij, 1996). Contudo, por se tratar de um método pouco susceptível a interferências do fator capacidade de fósforo - FCP (Novais e Smith, 1999), correlações mais estreitas foram obtidas independentemente do teor de argila dos solos (Pereira & Faria, 1978; Grande et al. 1986; Berton et al, 1997).

Tabela 5. Equações de regressão linear e coeficientes de determinação entre a concentração de P nas folhas de milho e P total e P extraído por meio de três extratores.

| Parâmetro (y) | P na folha, mg kg ⁻¹ (x) | |
|---------------|-------------------------------------|----------------|
| | Equação | R ² |
| P Total | $y = - 409,0 + 0,616x$ | 0,73** |
| P Mehlich 3 | $y = - 127,0 + 0,126x$ | 0,66* |
| P Resina | $y = - 125,4 + 0,110x$ | 0,65* |
| P Mehlich 1 | $y = - 88,40 + 0,812x$ | 0,52* |

** ; * significativo a 1 % e a 5% de probabilidade, respectivamente.

Ao contrário da resina, a correlação entre P-Mehlich1 e P-folhas é afetada pela textura do solo. A correlação pouco expressiva mostrada na Tabela 5 assemelhou-se às apresentadas por Silva & Raij (1996). Conforme diversos trabalhos (Novais e Kamprath, 1979; Cabala & Santana, 1983; Raij et al. 1984; Carvalho et al. 1995; Novais & Smith, 1999), o aumento do conteúdo de argila no solo interferiu diretamente no P extraível por Mehlich1 porque promoveu o consumo precoce do extrator. Neste trabalho,

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

o conteúdo de argila do LVAd (320 g kg^{-1}) é superior a 200 g kg^{-1} . Abaixo deste valor, Silva & Raij (1996) concluíram que a avaliação da disponibilidade do P foi eficaz, independente do extrator testado.

Verificou-se também que o P extraível por Mehlich 3 relacionou-se mais estreitamente com o P-folha do milho, sendo comparável ao comportamento da Resina. Embora se considere o método Mehlich3 sensível ao FCP, a ação complexante do íon fluoreto (proveniente do NH_4F) com o Al^{3+} aumentou o P extraível em solos onde a fração P-Al é mais representativa. Neste solo, a ligação P-Al extraído por Mehlich3 representou uma porção significativa do P disponível (Novais & Smith, 1999; Silva, 1999).

As mesmas correlações foram testadas separadamente em função da origem do lodo, ou seja, para o fósforo do lodo Barueri e para o fósforo do lodo Franca. O ajuste linear obtido foi mais evidente e os coeficientes de determinação foram elevados para os três métodos. Contudo, a relação para P-Mehlich1 nos tratamentos com lodo de Barueri e fósforo absorvido, mesmo apresentando um R^2 de 0,85, não foi significativa pelo teste F a 5% de probabilidade (Fig. 2).

Eficiência do lodo como fonte de fósforo

Efeito do lodo de esgoto sobre a absorção de fósforo pelo milho

O estudo de regressão da relação entre as doses de fósforo aplicadas por meio dos lodos de esgoto e as concentrações do elemento nas folhas do milho resultou na equação linear apresentada na Figura 3. A reta originada desta equação, quando aplicada num diagrama de dispersão pareceu dividir os pontos em duas regiões (Fig. 3). Abaixo da reta situavam-se os pontos referentes ao lodo de Barueri e acima dela os pontos do material de Franca.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

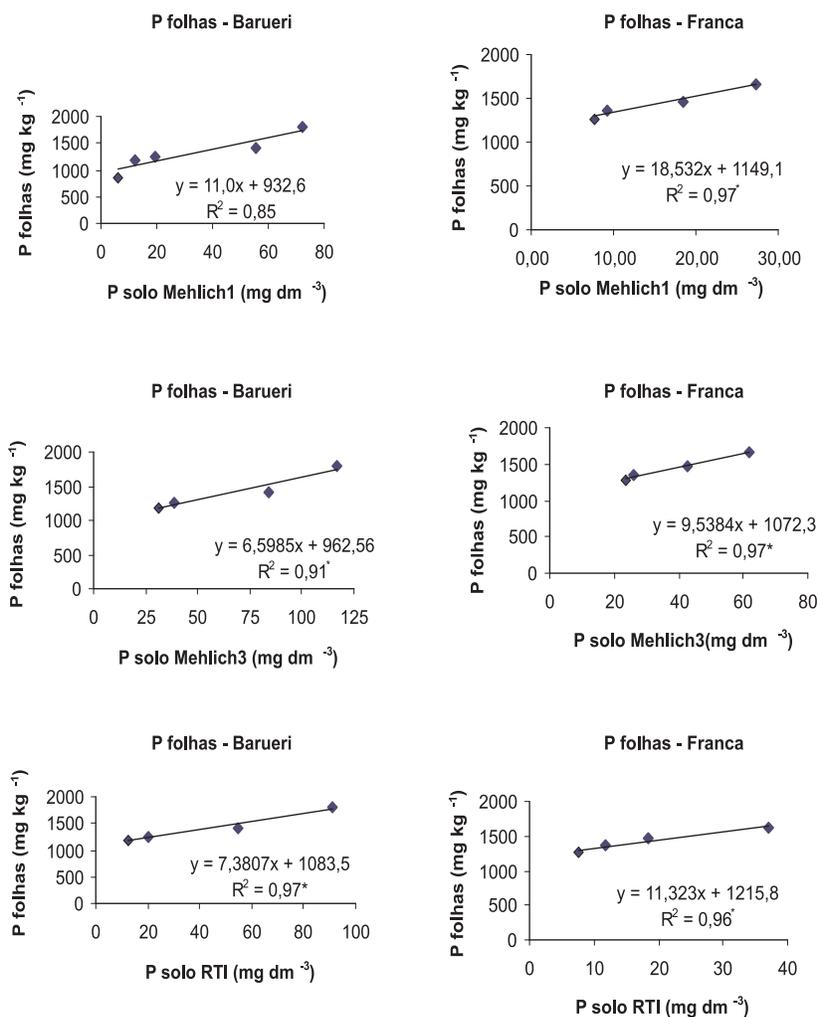


Fig. 2. Relação entre as concentrações de P nas folhas de milho (*Zea mays*, L.) e o P extraído do solo pelos extratores Mehlich1, Mehlich3 e Resina Trocadora de Íons (RTI), em solo que recebeu lodos de esgoto dos municípios de Barueri, SP e Franca, SP.

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

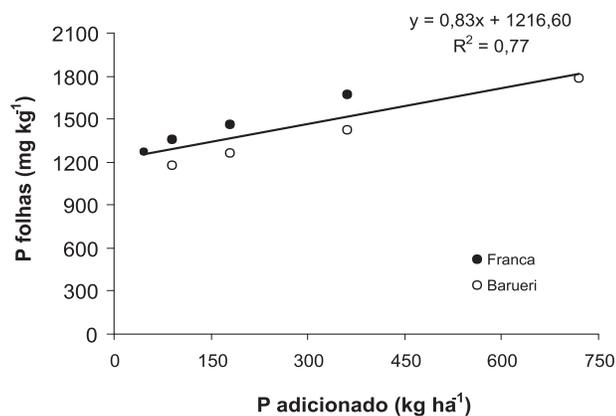


Fig. 3. Fósforo absorvido pelo milho em função das doses do elemento aplicado via lodo de esgoto.

Após a separação dos valores do fósforo absorvido em função da origem do lodo, observou-se que as plantas desenvolvidas no solo que recebeu lodo de Franca absorveram quantidades superiores de fósforo em relação às aquelas adubadas com lodo de Barueri. A diferença entre as médias foi avaliada pelo teste Tukey e mostrou-se significativa ao nível de 5 % de probabilidade (Fig. 4).

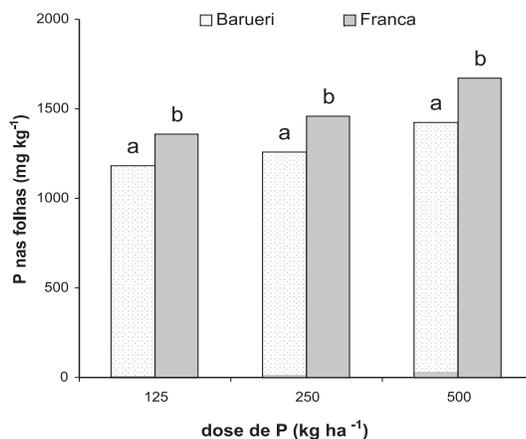


Fig. 4. Absorção de fósforo pelo milho em solos que receberam lodo de esgoto dos municípios paulistas de Franca e Barueri. Letras iguais sobre os pares de barras indicam a igualdade das médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Verificou-se também que, apesar dos tratamentos com lodo de Franca, F2N, F4N e F8N, serem correspondentes em fósforo aos tratamentos com lodo de Barueri, B1N, B2N e B4N, cujas doses de P são 125, 250 e 500 kg ha⁻¹, respectivamente, as doses do lodo de Franca referentes a esses tratamentos, adicionaram o dobro do nitrogênio aplicado pelo lodo de Barueri.

Considerando que a concentração de nitrogênio no lodo de Franca é superior à do lodo de Barueri, a maior absorção de fósforo nos tratamentos que receberam o lodo de Franca pareceu relacionar-se ao efeito promotor do nitrogênio sobre a absorção de fósforo sugerido por Miller & Ohlrogge (1958). De acordo com estes autores, a presença de nitrogênio junto ao fósforo no sulco de plantio, dobrou a absorção de P pelo milho. Ao contrário, no tratamento onde o N foi aplicado separadamente, a absorção de P decresceu uma vez e meia. Büll (1993) argumentou que o efeito promotor do nitrogênio sobre a absorção de fósforo pode ser atribuído à elevada concentração de N, principalmente N-NH₄⁺, na zona de absorção. A abundância de amônio, segundo o autor, pré-condiciona as raízes para aumentar a absorção e a translocação do P, que se encontra na porção de solo explorada pelo sistema radicular. Segundo Marschner (1991), o nitrogênio amoniacal aumenta a absorção de P porque provoca abaixamento do pH na interface solo-raiz, causando a solubilização das formas de P ali presentes.

Uma alternativa mais simples para entender a maior absorção do P nos tratamentos que receberam o lodo de Franca, seria o provável efeito do N sobre o crescimento das raízes, proporcionando uma exploração mais eficiente do fósforo por meio da interceptação radicular.

Eficiência relativa do lodo de esgoto

O milho que recebeu P na forma solúvel do fertilizante NPK apresentou maior absorção do elemento por kg da fonte empregada. Na relação entre o P absorvido pelo milho e a dose de P adicionada na forma de lodo de esgoto (Figura 5), nota-se que o marcador no eixo das abscissas assinala 101 kg ha⁻¹. Este valor corresponde a dose de fósforo, na forma de lodo de esgoto,

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

capaz de proporcionar o mesmo conteúdo de P nas folhas do milho, adubado com 35 kg ha⁻¹ do fósforo mineral solúvel (fertilizante NPK). Neste caso, a eficiência do fósforo do lodo em relação ao P-NPK foi de 34 %.

A eficiência do fósforo do lodo de esgoto em relação às fontes solúveis de fósforo, segundo alguns autores variou de 20 a 80 % (de Haan, 1980; Boaretto, 1986; Mello & Marques, 2000). Isto mostrou que os dois lodos estudados em conjunto não apresentaram um desempenho singular em relação aos resultados de outros trabalhos. Apesar disso, por se tratarem de resíduos com características químicas distintas, outros fatores podem interferir na absorção da planta a ponto de exibirem diferenças quanto à eficiência. A análise em separado, considerando a origem dos resíduos, permitiu constatar estas diferenças.

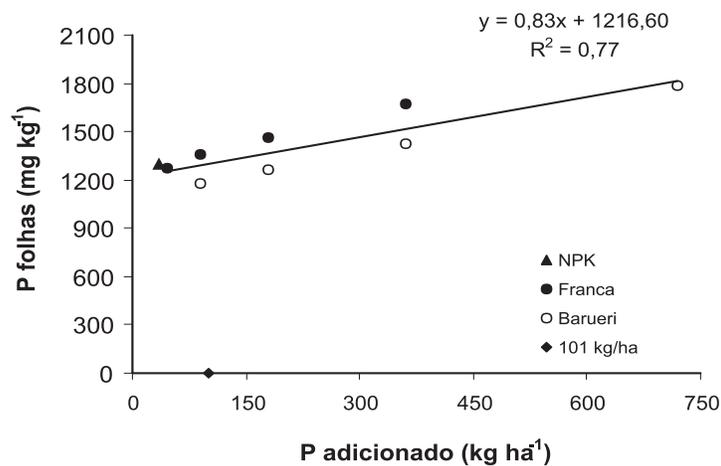


Fig. 5. Absorção de fósforo pelo milho em solo que recebeu adição desse elemento na forma de adubo mineral e na forma de lodo de esgoto.

Na Figura 6, duas retas de tendência representam os tratamentos de Barueri e Franca. No eixo das abscissas, os marcadores assinalam 55 e 220 kg ha⁻¹, que são as doses de P na forma de lodo que equivalem aos 35 kg ha⁻¹ do tratamento NPK. Nota-se que o fósforo do lodo de Franca apresentou um comportamento mais próximo ao do P-NPK, necessitando de apenas 55 kg ha⁻¹ para acumular nas folhas a mesma quantidade de fósforo acumulada no tratamento NPK.

As equivalências entre o fósforo dos lodos de esgoto e o P-NPK em valores relativos e absolutos podem ser vistas na Tabela 6.

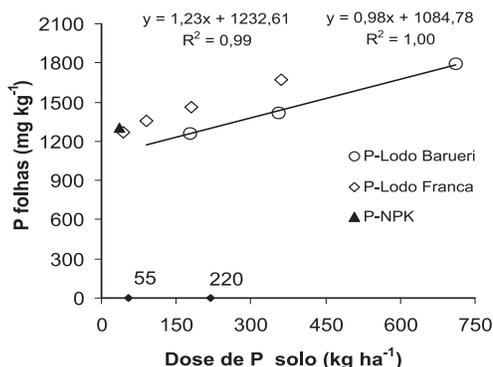


Fig. 6. Absorção de fósforo pelo milho em solo que recebeu esse elemento por meio de dois lodos de esgoto.

O parâmetro da eficiência do fósforo do lodo adotado neste trabalho forneceu alguns subsídios diretos para a avaliação dos resíduos. Contudo, apesar da menor eficiência do fósforo do lodo em relação a uma fonte solúvel, nem sempre esta diferença se manifesta proporcionalmente na produtividade da cultura. Melo & Marques (2000) comentaram que embora o P do lodo seja menos solúvel no solo que o fósforo dos superfosfatos, o lodo fornece o elemento de uma maneira mais constante e duradoura. Sommers & Sutton (1980) consideraram que embora a disponibilidade do fósforo do lodo seja menor que uma quantidade equivalente de P do superfosfato, os ganhos de produtividade obtidos com o lodo seriam conseqüência da hidrólise do elemento no solo.

Tabela 6. Eficiência no fornecimento de fósforo a partir de doses de lodos de esgoto, em comparação ao fornecimento via fonte mineral solúvel (P-NPK).

| Fonte | Dose kg ha ⁻¹ | Equivalência % |
|----------------|--------------------------|----------------|
| P-NPK | 35 | 100 |
| P-Lodo | 101 | 34 |
| P-Lodo Franca | 55 | 64 |
| P-Lodo Barueri | 220 | 16 |

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

Outros fatores podem interferir na avaliação direta da eficiência do lodo, como um provável aumento da exploração do fósforo do solo em decorrência do crescimento das raízes, estimulado pelo aporte adicional de nitrogênio, cálcio, micronutrientes, etc. Além disso, uma quantidade de fósforo do solo poderia ser desorvida pela ação dos ácidos orgânicos oriundos da decomposição do lodo (Iyamuremie & Dick, 1999).

Efeito do lodo de esgoto sobre os parâmetros de adsorção de fósforo no solo.

Isotermas de adsorção

A Figura 7 mostra as isotermas obtidas do LVAd após ter recebido as doses 0, 63, 125, 250, 500 e 1000 kg ha⁻¹ de P via lodo de esgoto. A distância entre as curvas mostra o efeito da presença do lodo de esgoto na capacidade de adsorção de P pelo solo. Neste caso, quanto mais as curvas se distanciam entre si e do eixo das ordenadas, menor a capacidade de adsorção. Desta forma, pode-se notar que a adição de lodo de esgoto diminuiu a capacidade de adsorção de fósforo pelo solo.

A aplicação das isotermas de adsorção para verificar o efeito do lodo de esgoto sobre a adsorção de P também foi realizada por Berton et al. (1997). Estes autores compararam o efeito de quatro materiais orgânicos, inclusive lodo de esgoto, adicionados em doses crescentes, sobre a capacidade de adsorção de dois solos, e constataram que o efeito do lodo foi o mais acentuado. Este comportamento pode relacionar-se ao elevado conteúdo de P no lodo de esgoto. Segundo Singh & Jones (1976), o conhecimento da concentração de fósforo do material orgânico permite prever se haverá aumento ou diminuição da adsorção de P. Nesse estudo, materiais orgânicos que apresentaram conteúdo de P superior a 3 g kg⁻¹ promoveram a diminuição da adsorção de fósforo quando adicionados ao solo.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

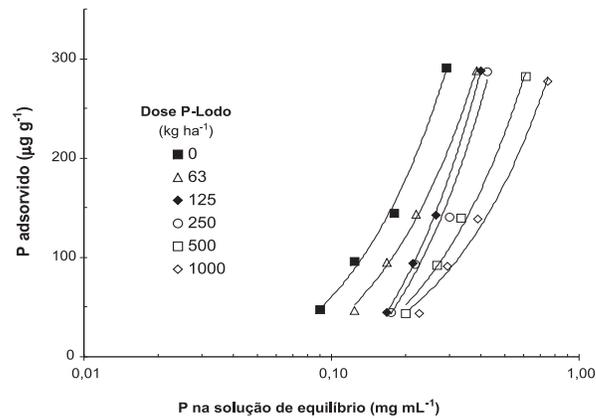


Fig. 7. Adsorção de fósforo em um LVAd que recebeu doses crescentes de P, aplicadas via lodo de esgoto.

A análise de regressão da relação entre o fósforo adsorvido e a concentração do elemento na solução de equilíbrio, originou as equações lineares das isotermas apresentadas na Tabela 7. A partir das equações, pode-se calcular a quantidade de fósforo adsorvida em diferentes concentrações da solução de equilíbrio.

Tabela 7. Equações de regressão e coeficientes de determinação das isotermas de adsorção de fósforo, em solo pré-condicionado com doses crescentes de fósforo via lodo de esgoto

| Dose de P kg ha ⁻¹ | Equação da Isoterma | R ² |
|----------------------------------|---------------------|----------------|
| 0 | Y = 1197 X - 59,5 | 0,99** |
| 63 | Y = 906 X - 59,7 | 0,99** |
| 125 | Y = 1041 X - 129,3 | 1,00** |
| 250 | Y = 930 X - 118,1 | 0,98** |
| 500 | Y = 573 X - 62,0 | 0,99** |
| 1000 | Y = 431 X - 41,2 | 0,99** |

** significativa a 1 % de probabilidade.

X = Concentração de P na solução de equilíbrio em mg L⁻¹.

Y = P adsorvido em mg g⁻¹.

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

Pode-se também utilizar as isotermas para avaliar a mudança na capacidade adsorção de fósforo para uma mesma concentração na solução de equilíbrio. Este recurso foi adotado por Fox & Kamprath (1970), calculando-se, em cada curva, a quantidade de fósforo adsorvida, correspondente a uma determinada concentração referencial na solução de equilíbrio. Adotou-se a concentração de $0,2 \text{ mg mL}^{-1}$ (Beckwith, 1965), como referencial para eventuais comparações, uma vez que este valor mostrou-se satisfatório para um número considerável de espécies cultivadas em solução nutritiva.

Substituindo-se, nas equações das isotermas, a concentração de P na solução de equilíbrio por $0,2 \text{ mg mL}^{-1}$, obteve-se em cada curva a quantidade de fósforo adsorvida. Verificou-se que a adsorção de P decresceu de 180 mg kg^{-1} na testemunha, para 45 mg kg^{-1} no solo que recebeu a maior dose de fósforo na forma de lodo. O estudo de regressão desses valores em relação à dose de P-lodo se ajustou melhor ao modelo $Y = 0,0005X^2 - 0,5168X + 151,34$ ($R^2 = 0,83$), onde Y é a quantidade de fósforo adsorvida pelo solo quando a concentração de P na solução de equilíbrio atinge $0,2 \text{ mg mL}^{-1}$ e X, a dose de fósforo do lodo de esgoto usada previamente.

Além do substancial acréscimo de fósforo inorgânico e orgânico que entram diretamente nos processos físico-químicos que orientam as reações de adsorção (Olsen & Khasawneh, 1980), o lodo é rico em matéria orgânica. A diminuição da adsorção de fósforo no solo pode ser incrementada pela ação dos ácidos orgânicos liberados da decomposição do material. Este efeito foi estudado em alguns trabalhos (Reddy et al., 1980; Evans, 1985; Hue, 1991; Sui & Thompson, 2000). Segundo Hue (1991), os ácidos orgânicos liberados contém diversos grupos funcionais (OH^- e COOH^-) capazes de formar complexos estáveis com os compostos de Fe e Al do solo, reduzindo, assim, a adsorção do P. Outro mecanismo, é a competição entre os ácidos orgânicos e o fosfato pelos mesmos sítios de adsorção (Parfitt, 1978; Iyamuremye & Dick, 1996). Entretanto, a quantidade adsorvida do ácido orgânico em relação ao fosfato pode variar em função do mineral adsorvente.

Capacidade Máxima de Adsorção de Fósforo e Energia de Ligação

O efeito do lodo de esgoto sobre a adsorção de fósforo do solo também foi constatado por meio da variação nos parâmetros Capacidade Máxima de Adsorção de Fósforo (CMAF) e energia de ligação, calculados a partir do ajuste à forma linear de Langmuir.

Na Tabela 8 podem ser vistos os parâmetros da isoterma de Langmuir e a dose de P na forma de lodo de esgoto correspondente. Vê-se que a energia de ligação diminuiu e a CMAF não sofreu alteração significativa com o aumento das doses de fósforo do lodo.

A CMAF em resposta à variação da disponibilidade de P no solo foi estudada por Novais & Kamprath (1979). Estes autores partiram do pressuposto que, em um solo cultivado, à medida que o P é exaurido, o valor da adsorção máxima aumenta. Seria esperado então que, solos inicialmente fartos em P disponível, quando submetidos à exaustão por meio de nove cultivos sucessivos, sem adição de P, apresentariam um aumento significativo na CMAF. No entanto, a exaustão do P não afetou a CMAF. Partindo do inverso desse pressuposto, ou seja, que após adições sucessivas de fertilizantes fosfatados a um solo, Novais & Kamprath (1979) consideraram que o valor da adsorção máxima sofreria diminuição a valores mínimos. Sendo assim, a CMAF apresentada na Tabela 8 deveria diminuir. Em relação a este comportamento, Olsen & Khasawneh (1980) comentaram que a adsorção máxima varia em função da superfície adsorvente e do fator capacidade de fósforo do solo, sendo menos afetada pela presença de fósforo. Desta forma, estudos que empregam solos com diferentes FCP permitem uma visualização melhor dessa variação.

A variação da energia de ligação, apesar de contrariar um dos postulados básicos da isoterma de Langmuir (que pressupõe que a energia de ligação seja constante), foi justificada por Larsen (1967) ao argumentar que este parâmetro seria constante apenas dentro de concentrações limitadas. Quando aumenta o intervalo de concentrações, a energia de ligação deixa de ser constante e passa a ser uma função da adsorção de P (Sanyal & De Datta, 1991). A diminuição da energia de ligação de fósforo aos sítios de

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

adsorção após a adição de lodo de esgoto, foi constatada por Sui & Thompson (2000). Estes autores observaram aumento na concentração de formas solúveis de P na solução do solo, em função dos efeitos do lodo de esgoto sobre este parâmetro. Em solos que receberam doses elevadas de lodo de esgoto, aumentou-se o risco de perdas de P nas enxurradas.

Tabela 8. Equação do ajuste linear de Langmuir e seus parâmetros, em um LVAd com 320 g kg⁻¹ de argila, que recebeu fósforo pela adição de lodo de esgoto.

| Tratamento | Dose de P via lodo kg ha ⁻¹ | Equação de Regressão ⁽¹⁾ | R ² | CMAF mg g ⁻¹ | Energia de Ligação mg L ⁻¹ |
|------------|--|-------------------------------------|----------------|-------------------------|---------------------------------------|
| Testemunha | 0 | Y = 5,51 + 0,82 X | 0,99** | 1,224 | 0,148 |
| P1 | 63 | Y = 6,60 + 0,82 X | 0,99** | 1,215 | 0,125 |
| P2 | 125 | Y = 8,21 + 0,88 X | 0,99** | 1,137 | 0,107 |
| P4 | 250 | Y = 8,19 + 0,81 X | 0,99** | 1,228 | 0,099 |
| P8 | 500 | Y = 9,21 + 0,83 X | 0,99** | 1,205 | 0,084 |
| P16 | 1000 | Y = 11,22 + 0,81 X | 0,99** | 1,238 | 0,072 |

⁽¹⁾ Ajuste de Langmuir, onde Y = C/x/m, em g L⁻¹; X = concentração de equilíbrio, em mg L⁻¹.
Significativo a 1% de probabilidade pelo teste F.

Redistribuição do fósforo em suas frações inorgânicas e orgânicas do solo

As quantidades de fósforo originário do lodo de esgoto aplicadas ao solo modificaram o conteúdo e a distribuição do elemento na maioria das frações em estudo (Tabela 9). Segundo Sui et al. (1999), as frações CaCl₂, NaHCO₃, NaOH, HCl e residual, representam o P biologicamente disponível, o P disponível, o P moderadamente lábil ligado aos óxidos de Fe e Al, o P ligado ao Ca e o P fortemente adsorvido aos minerais do solo, respectivamente.

O estudo de regressão da relação entre a dose de fósforo na forma de lodo de esgoto e concentração total de P nas frações indicou que a fração P-HCl apresentou um coeficiente de determinação baixo, não respondendo significativamente às doses de P (Tabela 10). De maneira semelhante, Rheinheimer et al. (2000) observaram que o fósforo extraído por

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

HCl 1,0 mol L⁻¹, em dois latossolos, usado em seqüência à Resina, NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ e NaOH 0,1 mol L⁻¹ não se modificou com as extrações sucessivas. A baixa sensibilidade da fração P-HCl às doses de fósforo no LVAd em estudo, mostra que o P ligado ao cálcio não desempenha um papel muito importante na dinâmica do fósforo em solos ácidos, mais intemperizados e que não receberam fosfatos naturais como fonte de P (Novais & Smith, 1999). Nestes solos, a pouca quantidade presente de fosfatos de cálcio foi, provavelmente, a principal determinante na quantidade de P extraível por HCl (Raij, 1991).

O P-ligado ao Ca também não deve ser expressivo nos lodos, uma vez que os valores de pH não devem ser elevados. O mesmo vale para o solo tratado com esses lodos. O pH provavelmente não permitiria a formação estável de P ligado ao Ca.

Em contraste, a relação linear e significativa entre as doses de P na forma de lodo de esgoto e a fração P_t-NaOH ilustram a afinidade do elemento aos óxidos de Fe e Al, predominantes nos latossolos, que também foi verificada em outros trabalhos (Barbosa Filho et al. 1987; Araújo & Salcedo, 1997). De acordo com Chang & Jackson (1958), a medida que os solos se tornam mais ácidos pela remoção de sílica e de bases trocáveis, a atividade de Fe e Al aumenta, e as formas solúveis de P convertem-se em P-Al e P-Fe.

Tabela 9. Frações de P em solo que recebeu doses crescentes de lodo de esgoto.

| Dose fósforo kg ha ⁻¹ | CaCl ₂ | NaHCO ₃ | | | NaOH | | | HCl | Residual | Total soma | Total análise |
|--|-------------------|--------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|-----|----------|---------------|------------------|
| | | P _o | P _i | P _t | P _o | P _i | P _t | | | | |
| 0 | 5 | 11 | 36 | 47 | 6 | 32 | 38 | 15 | 289 | 394 | 343 |
| 125 | 6 | 51 | 47 | 98 | 14 | 54 | 68 | 36 | 260 | 468 | 367 |
| 500 | 8 | 41 | 80 | 121 | 32 | 103 | 135 | 33 | 322 | 618 | 507 |
| 1000 | 14 | 44 | 165 | 209 | 103 | 170 | 273 | 39 | 378 | 913 | 787 |

P_i = fósforo inorgânico, P_o = fósforo orgânico, P_t = fósforo total

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

Tabela 10. Equações de regressão linear e coeficientes de determinação da correlação entre dose de P aplicado via lodo de esgoto e P na solução extratora.

| P-Fração (Y) | Dose P-Lodo (Y) | |
|------------------------------------|-----------------|--------------------|
| | Equação | R ² |
| P-CaCl ₂ | 0,01 X + 4,7 | 0,97 ^{**} |
| P _o -NaHCO ₃ | 0,03 X + 29,3 | 0,22 ^{ns} |
| P _i -NaHCO ₃ | 0,18 X + 29,9 | 0,97 ^{**} |
| P _o -NaOH | 0,13 X + 0,02 | 0,94 ^{**} |
| P _i -NaOH | 0,19 X + 34,5 | 0,99 ^{**} |
| HCl | 0,02 X + 24,0 | 0,48 ^{ns} |
| Residual | 0,15 X + 269,0 | 0,88 [*] |

^{**} e ^{*} = significativo a 1 % e 5 % de probabilidade, respectivamente.
^{ns} = não significativo

Nota-se também que a proporção P orgânico: P inorgânico, extraídos por NaOH, modificou-se em relação à testemunha. A fração P_o-NaOH apresentou o maior crescimento, ou seja passou de 6 para 103 mg kg⁻¹ ou, conforme os valores relativos da Tabela 11, de 1,5 % para 11,3 %. Este aumento adicional do P orgânico pode ter se originado em virtude da adsorção preferencial dos compostos orgânicos fosfatados aos óxidos no solo. Conforme concluíram Goring & Bartolomew (1950), a afinidade dos sesquióxidos a determinadas formas orgânicas de fósforo, pode promover a fixação do P orgânico no solo. Além disso, McKercher & Anderson (1968) sugeriram que os mesmos sítios de adsorção do ortofosfato podem apresentar afinidade a determinadas formas de P orgânico (penta e hexafosfatos de inositol). Em valores relativos, a fração P_t-NaOH (soma das frações P_o-NaOH + P_i-NaOH) foi a que mais cresceu, passando de 9,6 % para 29,9 %.

As concentrações de P nas frações, quando foram submetidas a análise de regressão, mostraram que o fósforo na forma de lodo de esgoto afetou significativamente as frações lábeis representadas pelo P-CaCl₂ e pelo P_i e P_o extraídos por NaHCO₃. No entanto, na fração P_t-NaHCO₃, o principal responsável por este evento foi o P inorgânico. O segmento orgânico desta fração apresentou variação de baixa significância em relação às doses de fósforo na forma de lodo. É provável que esta aparente insensibilidade aos aportes de

fósforo, se deva principalmente a duas hipóteses de ocorrência simultânea: a primeira delas, diz respeito a uma intensa mineralização do P orgânico. Esta idéia é fortalecida pelo fato de o conteúdo de fósforo no lodo superar o nível crítico de 2 mg kg^{-1} estabelecido por Kaila (1949). De acordo com este autor, quando o conteúdo de fósforo do resíduo supera o nível crítico, ocorre mineralização e quando se encontra abaixo deste nível, ocorre imobilização. Sui et al. (1999), diante de uma situação semelhante, sugeriram que a fração $P_i\text{-NaHCO}_3$ sofreu um aumento suplementar às custas de transformações ocorridas em outras frações, inclusive na porção $P_o\text{-NaHCO}_3$. A segunda hipótese refere-se à adsorção do fósforo orgânico, introduzido pelo lodo ou transformado no solo em razão da presença do lodo, aos óxidos de Al e Fe, abundantes nos latossolos. O resultado final seria um aumento adicional da fração $P_o\text{-NaOH}$, em decorrência da “migração” de formas lábeis do P orgânico extraídas por NaHCO_3 , mais sujeitas aos processos de adsorção.

Apesar da influência positiva do P presente no lodo sobre a fração $P\text{-CaCl}_2$, a variação foi pequena. Isto pode ser constatado pelo coeficiente angular da equação de regressão linear (Tabela 10). Este valor representa a unidade de variação da concentração de P na fração, a cada incremento de fósforo no solo, aplicado por meio de lodo. O coeficiente angular da equação de regressão linear, desta relação, pode indicar a magnitude do poder tampão de P do solo. Solos mais arenosos, com menor poder tampão de fósforo, apresentariam equações de regressão com coeficientes angulares menores.

A Figura 8 mostra as frações $P\text{-CaCl}_2$ e $P\text{-NaHCO}_3$ agrupadas sob

Tabela 11. Valores relativos das frações de fósforo em solo que recebeu lodo de esgoto.

| Dose de P adicionado via lodo kg ha^{-1} | CaCl_2 | NaHCO_3 | | NaOH | | HCL | Residual |
|--|-----------------|------------------|-------|---------------|-------|-----|----------|
| | | P_o | P_i | P_o | P_i | | |
| % | | | | | | | |
| 0 | 1,3 | 2,8 | 9,1 | 1,5 | 8,1 | 3,8 | 73,4 |
| 125 | 1,3 | 10,9 | 10,0 | 3,0 | 11,5 | 7,7 | 55,6 |
| 500 | 1,3 | 6,6 | 12,9 | 5,2 | 16,7 | 5,3 | 52,1 |
| 1000 | 1,5 | 4,8 | 18,1 | 11,3 | 18,6 | 4,3 | 41,4 |

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

o nome Pdisponível. Nota-se que o lodo de esgoto interferiu diretamente na soma das frações P-disponível e P-óxidos de Fe e Al, que aumentou de 21,5 % para 54,3 %. Em conseqüência, a participação da fração mais resistente diminuiu de 73,4 % para 41,4 %.

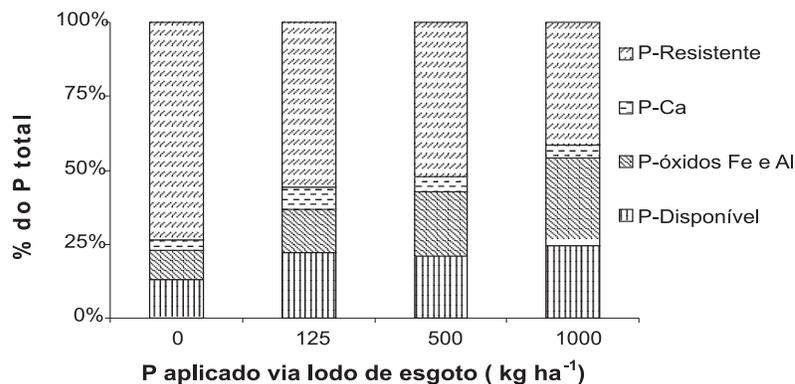


Fig. 8. Frações de fósforo em solo que recebeu lodo de esgoto.

Conclusões

1. Os métodos de extração de fósforo, Resina Trocadora de Ânions e Mehlich 3, são mais eficazes que Mehlich1 em diagnosticar a disponibilidade do fósforo proveniente do lodo de esgoto aplicado em um LVAd.
2. O lodo de esgoto apresenta, em média, uma eficiência no fornecimento de P igual a 34 % em relação à fonte solúvel de fósforo. No entanto, o lodo do município de Franca, analisado em separado, apresentou 64 % de eficiência.
3. O lodo de esgoto reduz a adsorção de fósforo e a energia de ligação no LVAd, sem interferir na Capacidade Máxima de Adsorção de Fósforo.
4. A aplicação de lodo de esgoto redistribui o fósforo nas frações que representam o elemento no solo. As principais modificações ocorrem em razão do aumento das frações mais lábeis (P-CaCl₂ + P-NaHCO₃) e moderadamente lábil (P-NaOH) em detrimento da fração residual.

5. O lodo de esgoto aumenta a disponibilidade de fósforo para o milho e isso pode ser parcialmente explicado pela redução da energia de ligação do P fixado/adsorvido no solo.

Referências

ARAÚJO, M.S.B.; SALCEDO, I.H. Formas preferenciais de acumulação de fósforo em solos cultivados com cana-de-açúcar na região nordeste. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.643-650, 1997.

BARBOSA FILHO, M. P.; KINJO, T.; MURAOKA, J. Relações entre o fósforo "extraível", frações inorgânicas de fósforo e crescimento de arroz em função de fontes de fósforo, calagem e tempo de incubação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.11, p.147-155, 1987.

BECKWITH, R.S. Sorbed phosphate at standart supernadant concentration as an estimate of the phosphate needs of soils. **Australian Journal of Experimental Agriculture and Husbandry**, v.5, p.52-58, 1965.

BERTON, R.S.; PRATT, P.F.; FRAKENBERGER Jr, W.T. Phosphorus availability in soils amended with organic materials estimated by three chemical methods and two enzyme activities. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.617-624, 1997.

BOARETTO, A.E. (Coord.). **Estudo da utilização do lodo de esgoto como fonte de nutrientes aos vegetais e seus efeitos sobre o solo e sobre as plantas** - Relatório final enviado a FINEP. Botucatu: Faculdade de Ciências Agrônômicas, 1986. 182p.

BOWMAN, R.A.; COLE, C.V. An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grassland soils. **Soil Science**, v.125, p.95-101, 1976.

BÜLL, L.T. Nutrição mineral do milho. In: BÜLL, L.T; CANTARELLA, H. (Ed.). **A cultura do milho**: fatores que afetam a produtividade. Piracicaba: POTAFÓS, 1993. p.63-146.

CABALA, P.R.; SANTANA, M.B.M. Disponibilidade e diagnose de fósforo pela análise química do solo com referência ao Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.7, p.109-118, 1983.

CAMPELLO, M.R.; NOVAIS, R.F.; FERNANDEZ, I.E.; FONTES, M.P.F.; BARROS, N.F. Avaliação da reversibilidade de fósforo não lábil em solos com diferentes características. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, p.157-185, 1994.

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

CARVALHO, A.M.; FANGERIA, N.K.; OLIVEIRA, I.P.; KINJO, T. Resposta do feijoeiro à aplicação de fósforo em solos dos cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.19, p.61-67, 1995.

CHANG, S.C.; JACKSON, M.L. Fractionation of soil phosphorus. **Soil Science**, v. 84, p.133-144, 1957.

CHANG, S.C.; JACKSON, M.L. Soil phosphorus fractions in some representative soils. **Journal of Soil Science**, v.9, p.109-119, 1958.

DE HAAN, S. Sewage sludge as a phosphate fertiliser. In: HUCKER, T.W.G.; GATROUX, G. (Ed.). **Phosphorus in sewage sludge and animal waste slurries**. London: D. Reidel, 1980. p.149-161.

EVANS Jr., A. The adsorption of inorganic phosphate by a sandy soil a influence by dissolved organic compounds. **Soil Science**, v.140, p.251-255, 1985.

FOX, R.L.; KAMPATH, E.J. Phosphate sorption isotherms for evaluating the phosphate requirements of soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.34, p.902-907, 1970.

GORING, C.A.I.; BARTOLOMEW, W.V. Microbial products and soil organic matter. 3: Adsorption of carbohydrate phosphates by clay. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.15, p.189-194, 1950.

GRANDE, M.A.; CURTI, N.R.; QUAGGIO, J.A. Disponibilidade de fósforo pelos extratores de Mehlich e Resina em solos cultivados com arroz irrigado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.10, p.45-50, 1996.

GUNARY, D.; SUTTON, C.D. Soil factors affecting plant uptake of phosphate. **Journal of Soil Science**, v.18, p.167-173, 1967.

HAYNES, R.J. Lime and phosphate in the soil plant sistem. **Advances in Agronomy**, v.37, p.249-315, 1984.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHUAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and laboratory incubations. **Soil Science Society of America Journal**, v.46, p.970-976, 1982.

HUE, N.V. Effects of organic acids/anions on P sorption and phytoavailability in soils with different mineralogies. **Soil Science**, v.152, p.463-471, 1991.

IYAMUREMYE, F.; DICK, R.P. Organic amendments and phosphorus sorption by soils. **Advances in Agronomy**, v.56, p139-185, 1996.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

KAILA, A. Biological adsorption of phosphorus. **Soil Science**, v.68, p.279-289, 1949.

LARSEN, S. Soil phosphorus. **Advances in Agronomy**, v.19, p.151-210, 1967.

LINS, I.D.G.; COX, F.R.; SOUZA, D.M.G. Teste de um modelo matemático para otimizar a adubação fosfatada na cultura da soja em solos sob cerrado, com diferentes teores e tipos de argila. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.13, p.65-73, 1989.

MARSCHNER, H. Root-induced changes in the availability of micronutrients in the rhizosphere. In: WAISEL, Y.; ESHEL, A.; KAFKAFI, U. (Ed.). **Plant roots. The hidden half**. New York: Marcel Dekker, 1991. p.503-528.

McKERCHER, R.B.; ANDERSON, G. Content of inositol penta- and hexaphosphates in some Canadian soils. **Journal of Soil Science**, v.35, p.82-93, 1968.

MEHLICH, A. Mehlich-3 soil test extractant: a modification of mehlich-2 extractant. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.15, p.1409-1416, 1984.

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

MILLER, M.H.; OHLROGGE, A.J. Principles of nutrient uptake from fertilizer bonds. I. Effect of placement of nitrogen fertilizer on the uptake of bond-placed phosphorus at different levels. **Agronomy Journal**, v. 50, p.95-97, 1958.

MURPHY, J.; RILEY, J.R. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, v.27, p.31-36, 1962.

NELSON, W.L.; MEHLICH, A.; WINTERS, E. The development, evaluation, and use of soil tests for phosphorus availability. In: PIERRE, W.H.; NORMAN, A.G. (Ed.). **Soil and fertilizer phosphorus in crop nutrition**. New York: Academic Press, 1953. p.153-188.

NOVAIS, R.F.; KAMPRATH, E.J. Parâmetros das isotermas de adsorção de fósforo como critério de recomendação de adubação fosfatada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.3, p.37-41, 1979.

NOVAIS, R.F.; SMITH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, DPS, 1999. 399p.

Disponibilidade de Fósforo para o Milho em Solo que Recebeu Lodo de Esgoto

OLSEN, S.R.; KHASAWNEH, F.E. Use and limitations of physical-chemical criteria for assessing the status of phosphorus in soils. In: KHASAWNEH, F.E.; SAMPLE, E.C.; KAMPRATH, E.J. (Ed.). **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1980. p.361-410.

PARFITT, R.L. Anion adsorption by soils materials. **Advances in Agronomy**, v.30, p.1-50, 1978.

PEREIRA, J.R.; FARIA, C.M.B. Disponibilidade de fósforo, aplicado em um vertissolo do médio São Francisco, avaliados por métodos químicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.2, p.125-128, 1978.

POMMEL, B. Phosphorus value of sludges related to their metal content. In: HUCKER, T.W.G.; GATROUX, G. (Ed.). **Phosphorus in sewage sludge and animal waste slurries**. London: D. Reidel, 1980. p.137-147.

RAIJ, B. van. Seleção de métodos de laboratório para avaliar a disponibilidade de fósforo em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.2, p.1-9, 1978.

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

RAIJ, B. van; FEITOSA, C.T. Correlação entre o fósforo extraído de solos por diversos extratores químicos e o absorvido pelo milho. **Bragantia**, v.39, p.51-57, 1980.

RAIJ, B. van; FEITOSA, C.T.; SILVA, N.M. Comparação de quatro extratores de fósforo de solos. **Bragantia**, v.43, p.17-29, 1984.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; SILVA, N.M. Extraction of phosphorus, potassium, calcium and magnesium from soils by an ion-exchange resin procedure. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.17, p.544-566, 1986.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas: Instituto Agrônomo/Fundação IAC, 1997. 285p.

REDDY, K.R.; OVERCASH, M.R.; KHALEEL, R.; WESTERMAN, P.W. Phosphorus adsorption-desorption characteristics of two soils utilized for disposal of animal wastes. **Journal of Environmental Quality**, v.9, p.86-92, 1980.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; KAMINSKI, J. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

resina em diferentes solos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p. 345-354, 2000.

SANYAL, S.K.; De DATTA, S.K. Chemistry of phosphorus transformations in soil. **Advances in Soil Science**, v.16, p.1-120, 1991.

SFREDO, G.T.; BARKERT, C.M.; CORDEIRO, D.S.; PALHANO, J.B.; DITTRICH, R. C. Comparação de cinco extratores de fósforo no solo considerando-se o tempo de informação de três adubos fosfatados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.3, p.111-115, 1979.

SILVA, F.C. (org.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370p.

SILVA; F.C.; RAIJ, B. van. Avaliação da disponibilidade de fósforo por diversos extratores em amostras de solos cultivados com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.20, p.83-90, 1996.

SINGH, B.; JONES, J.P. Phosphorus sorption and desorption characteristics of soil as effected by organic residues. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.40, p.389-395, 1976.

SOMMERS, L.E.; SUTTON, A.L. Use of wastes materials as source of P. In: KHASAWNEH, F.E.; SAMPLE, E.C.; KAMPRATH, E.J. (Ed.). **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1980. p.515-544.

SONZOGNI, W. C.; CHAPRA, S. G. ; ARMSTRONG, D.E.; LOGAN, T. J. Bioavailability of phosphorus inputs lakes. **Journal of Environmental Quality**, v.11, p.555-563, 1982.

STEVENSON, F.J. The phosphorus cicle. In: STEVENSON, F.J. **Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur micronutrients**. New York: J. Wiley, 1986. p.231-284.

SUI, Y.; THOMPSON, M.L. Phosphorus sorption, desorption and buffering capacity in a biosolids-amended Mollisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v.64, p. 164-169, 2000.

SUI, Y.; THOMPSON, M.L.; SHANG, C. Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids. **Soil Science Society of America Journal**, v.63, p.1174-1180, 1999.

7

Dinâmica da Mineralização de Nitrogênio de Lodos de Esgoto

Rita Carla Boeira e Viviane Cristina Bettanin Maximiliano

Introdução

Os recursos hídricos brasileiros eram considerados fartos até há pouco tempo, quase não havendo preocupação com a qualidade da água para consumo. Essa situação tem-se alterado na última década, frente à elevada degradação ambiental motivada pelas atividades produtivas nos meios rural e urbano.

Nas áreas urbanas, os principais agentes poluidores de águas são os esgotos, lançados, em geral, diretamente nos corpos de água. Esta prática é insustentável a médio prazo, em virtude de seus desastrosos efeitos ambientais. A qualidade de vida da população, que utiliza essa mesma água para seu abastecimento, tem sido diretamente afetada, razão pela qual seu tratamento tornou-se prioridade dos governos federal, estaduais e municipais brasileiros.

Assim, os esgotos de diversas cidades brasileiras começaram a ser tratados em estações de tratamento (ETEs) que operam com diferentes sistemas tecnológicos. Existe, porém, um ponto comum a todos os sistemas de tratamento de águas residuárias: a geração de lodo de esgoto (LE), resíduo semi-sólido, pastoso e de natureza predominantemente orgânica (SANEPAR, 1997).

A composição de lodos de esgoto varia em função da origem do esgoto (domiciliar ou industrial), ou das características das fontes geradoras, como época do ano e tipo de tratamento utilizado na estação. À medida que novas estações vêm sendo construídas, tem aumentado o volume de lodo de esgoto gerado, mantido em seus pátios ou em aterros sanitários.

Apenas na Região Metropolitana de São Paulo, cuja produção corresponde a 93% do total produzido no Estado de São Paulo, a geração de lodo de esgoto passará de 100 Mg dia⁻¹ (base seca) para 566 Mg dia⁻¹ em 2005, e 784 Mg dia⁻¹ em 2015 (Santos et al., 1997). Dessa forma, vem crescendo o problema da acumulação e disposição final, havendo necessidade de discussão quanto ao tratamento mais adequado e das formas de gestão dos resíduos gerados de maneira a garantir a sustentabilidade ambiental.

A pesquisa, em muitos países, tem buscado alternativas para a disposição final de lodo de esgoto, como sua utilização na agricultura, em cultivos florestais, ou na recuperação de áreas degradadas. Nos Estados Unidos, em 1998, 59% do lodo gerado foi aplicado na agricultura (EPA, 1999). No Brasil, o uso agrícola ainda é restrito em escala comercial, e há resultados positivos, relativos à produtividade, obtidos em pesquisas nos Estados do Paraná, Distrito Federal e São Paulo (Vanzo et al., 2001).

A utilização agrícola de LE pode ser inviabilizada quando ocorrem restrições referentes à sua composição em metais pesados, compostos tóxicos ou presença de patógenos ou ainda em seu potencial de salinização ou de acidificação do solo. Não ocorrendo tais problemas, o cálculo de doses de aplicação a solos normalmente leva em consideração o fornecimento de N e de P, por serem os elementos encontrados em maior quantidade no lodo e por serem poluentes potenciais de águas.

A quantidade de aplicação baseada em limites de N é um fator de difícil determinação, devido às várias formas de N no lodo e sua dinâmica no solo.

Nas transformações e armazenamento de N no solo ocorrem diversos processos, como mineralização, desnitrificação, volatilização, absorção pelas plantas, fixação de N-NH₄⁺ pelos minerais de argila, retenção de N-NH₄⁺ como cátion trocável, imobilização de N-inorgânico na matéria orgânica do solo e imobilização microbiana. Como a capacidade de retenção de nitrato no solo é, geralmente, baixa, este íon pode ser lixiviado além da zona radicular, se não for absorvido pelas plantas, contaminando águas subsuperficiais (Gangbazo et al., 1995; Pawar & Shaiki, 1995). O nitrato, uma vez ingerido, pode ocasionar

intoxicações graves em animais e no homem. O valor de 10 mg L^{-1} de N-NO_3^- é adotado em vários países como limite máximo tolerável para padrão de potabilidade de água. Valores superiores podem levar uma pessoa, particularmente crianças, à metahemoglobinemia, doença que pode ser fatal nos primeiros anos de vida. Animais jovens podem também desenvolver essa doença, ingerindo N em concentrações de 5 mg L^{-1} de N-NO_3^- na água que bebem; em animais adultos, com longo período de exposição, pode ocorrer queda na produção de leite, deficiência de vitamina A, distúrbios da tireóide, problemas reprodutivos e abortos (Pimentel, 1996). Os problemas de contaminação de corpos de água com nitrato são intensos em países desenvolvidos, onde são pesquisadas soluções alternativas para a descontaminação de aquíferos.

Portanto, as doses de lodo de esgoto aplicadas ao solo devem ser estabelecidas levando-se em conta as necessidades de nitrogênio das plantas, evitando-se a geração de nitrato em excesso e minimizando perdas por volatilização ou desnitrificação.

Gilmour & Skinner (1999) definem N disponível às plantas como a soma de N na forma de nitrato (N-NO_3^-), de N na forma de amônio (N-NH_4^+), quando não são perdidos por desnitrificação ou volatilização, e de N orgânico que é mineralizado em dado tempo. Assim, a disponibilidade de N do lodo de esgoto é função da fração líquida de mineralização do N orgânico do lodo (parcela do N-orgânico aplicado que foi mineralizada no tempo t), por meio dos processos de amonificação e de nitrificação, reações que ocorrem pela ação de bactérias e, portanto, influenciadas pela temperatura, umidade, pH e outras condições ambientais. A maior parte do N presente em lodos de esgoto encontra-se na forma orgânica, sendo as proteínas as principais formas, que constituem uma fração lábil da matéria orgânica (Lerch et al., 1992), de fácil degradação pelos microrganismos do solo (Lerch et al., 1993), possibilitando rápida liberação de N mineral à solução do solo.

A fração de mineralização pode ser estimada por várias metodologias. Incubações aeróbias ou anaeróbias são comumente utilizadas, avaliando-se a produção de N mineral *versus* tempo. Nas estimativas da fração

de mineralização de lodos, considera-se que não ocorre efeito de *priming* (Hsieh et al., 1981), ou seja, que a adição de lodo ao solo não aumenta a mineralização do N orgânico originalmente presente no solo, conforme resultados de Sikora & Yakovchenko (1996). A secagem do solo pode superestimar a fração de mineralização, em função da grande quantidade de biomassa microbiana morta que é imediatamente mineralizada ao se re-umedecer o solo (Kieft et al., 1987). Outro fator que contribui para que a avaliação da mineralização seja superestimada é a homogeneização do solo em peneira, pois há exposição de matéria orgânica lábil que em condições naturais (campo) encontrava-se protegida nos agregados (Ross et al., 1985). Por outro lado, perdas por desnitrificação e/ou volatilização podem subestimar esta mineralização, embora Terry et al. (1981) tenham encontrado perdas inferiores a 0,1% quando o lodo foi incorporado ao solo.

Há uma larga faixa de resultados, obtidos com incubações aeróbias, para o valor da fração de mineralização de lodos digeridos anaerobiamente (DEHNR, 1994): 4 a 48%, em 112 dias de incubação (Ryan et al., 1973); 14 a 25% de mineralização, em 91 dias (Magdoff & Chromec, 1977); 2 a 27%, em 13 lodos durante 112 dias (Parker & Sommers, 1983).

Stanford & Smith (1972) mostraram que a mineralização de N orgânico nativo em solos pode ser descrita por uma equação cinética de primeira ordem e, desde então, diversos trabalhos têm mostrado que a mineralização de N de lodos aplicados a solos pode ser descrita da mesma forma. Com este comportamento, nem todo o N orgânico aplicado via lodo de esgoto é prontamente mineralizado; quantidades decrescentes estarão sendo disponibilizadas à solução do solo ao longo do tempo, após a aplicação inicial. Este efeito residual é causado principalmente por moléculas orgânicas de lenta decomposição (Ryan et al., 1973; Premi & Cornifield, 1969). Segundo EPA (1995), após o primeiro ano, a taxa de mineralização decresce até estabilizar em cerca de 3% após alguns anos, valor freqüentemente observado em frações de N orgânico estáveis em solos.

Com o objetivo de se obter a definição de doses adequadas de lodo a serem aplicadas ao solo, evitando-se a geração de nitrato em quantidade

superior à capacidade de absorção das plantas, foram conduzidos dois ensaios em laboratório, com incubações aeróbias e anaeróbias de solo, para o estudo da dinâmica da mineralização de dois lodos de esgoto, um de origem domiciliar, produzido na ETE de Franca e outro de origem urbano-industrial, produzido na ETE de Barueri, ambas no Estado de São Paulo.

Material e métodos

Foram realizados dois experimentos de incubação para avaliação de quatro doses de dois tipos de lodo de esgoto. O solo utilizado foi Latossolo Vermelho distroférico coletado na profundidade de 0 a 20cm. Os lodos de esgoto utilizados foram obtidos nas estações de tratamento de esgotos sanitários das cidades de Franca, SP e de Barueri, SP. A estação de Franca recebe esgotos domiciliares, enquanto que a de Barueri recebe esgotos domiciliares e industriais. Nas duas estações utiliza-se como processo de tratamento a digestão anaeróbia de lodo ativado. Nos experimentos com os sistemas lodo-solo, a incubação aeróbia teve duração de 105 dias (Boeira et al., 2002) e a incubação anaeróbia, sete dias (Hungria & Araújo, 1994). Os experimentos foram conduzidos com três repetições, em condições controladas de temperatura e umidade do ar. As parcelas experimentais constituíram-se de microcosmos com capacidade para 100 g da mistura [lodo + solo]. Foram avaliadas doses equivalentes a 3, 6, 12 e 24 Mg ha⁻¹ de lodo de Franca, e 8, 16, 32 e 64 Mg ha⁻¹ de lodo de Barueri. Periodicamente, foram determinados os teores de N-(NO₃⁻ + NO₂⁻) e/ou de N-(NH₄⁺) pelo método de destilação-titulação (Tedesco et al, 1995), em amostras de solo. Com o ajuste das medidas de produção de N mineral ao longo do tempo de incubação ao modelo matemático exponencial simples (Equação 1), obteve-se a quantidade de N orgânico potencialmente mineralizável em cada dose de lodo aplicada ao solo. Utilizou-se a técnica de regressão linear destas estimativas para as doses de N orgânico aplicadas ao solo via lodo, obtendo-se a fração de mineralização potencial do N orgânico dos lodos de esgoto.

$$N_m = N_o(1 - e^{-kt}) \quad (\text{Equação 1}),$$

em que:

N_m = N mineral acumulado;

N_o = N orgânico potencialmente mineralizável no sistema lodo-solo;

k = constante de primeira ordem da taxa de mineralização de N orgânico e

t = tempo.

Resultados e discussão

No experimento com incubação aeróbia de sistemas lodo-solo, conduzidos sem lixiviação, houve nitrificação durante todo o período de incubação, obtendo-se correlação significativa entre $N\text{-NH}_4^+$ e $N\text{-(NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$ produzidos. Nas doses menores (3 Mg ha⁻¹ de lodo de Franca e 8 Mg ha⁻¹ de lodo de Barueri), o teor de nitrato estabilizou-se a partir de 42 dias. No entanto, nas doses mais elevadas (24, 32 e 64 Mg ha⁻¹ de lodo), a nitrificação líquida intensificou-se somente mais tarde, após 42 dias. Nesses tratamentos, do início da incubação até 42 dias, houve permanência no solo de N inorgânico composto em grande parte pela forma amoniacal, fato desfavorável biologicamente, pois pode tornar os microrganismos menos ativos ou ocasionar maior demora na composição de suas comunidades (Premi & Cornifield, 1969; Terry et al., 1981).

O acúmulo de N inorgânico foi proporcional às quantidades de N orgânico adicionadas ao solo, com maior velocidade de mineralização no início da incubação. Este é o comportamento observado, em geral, com lodos de esgoto (Parker & Sommers, 1983; Banerjee et al., 1997; Lindemann & Cardenas, 1984), com decréscimo da taxa de mineralização à medida em que as formas nitrogenadas mais lábeis são decompostas e formas de difícil e/ou lenta mineralização passam a predominar no sistema lodo-solo.

O comportamento dos sistemas lodo-solo pode ser visualizado na Figura 1, obtida com os parâmetros de ajuste dos dados ao modelo de Stanford & Smith (1972). Ao longo da incubação, o lodo de Barueri aplicado em doses elevadas (32 e 64 Mg ha⁻¹) apresentou crescimento mais lento das quantidades

Dinâmica da Mineralização de Nitrogênio de Lodos de Esgoto

recuperadas de N inorgânico. Este comportamento pode estar relacionado a possíveis perdas gasosas, que podem ter sido mais intensas nesses tratamentos. Por outro lado, supondo-se que não tenham ocorrido perdas gasosas, a lenta mineralização indicada pelo modelo para esses tratamentos poderia ser explicada, eventualmente, pela presença de compostos tóxicos e/ou metais pesados presentes no lodo de Barueri, dada sua origem industrial.

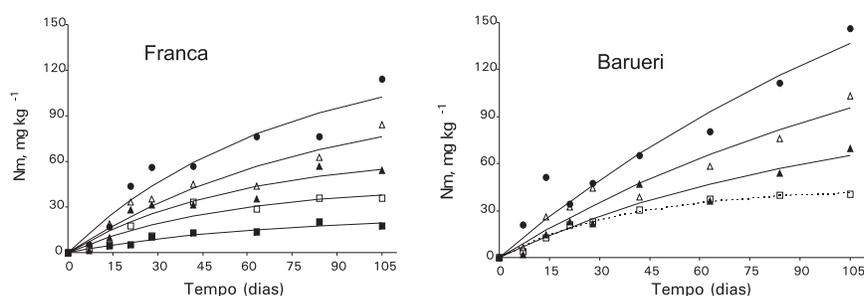


Fig. 1. Variação líquida de N inorgânico (Nm), com ajuste dos dados ao modelo exponencial simples em Latossolo Vermelho distroférrico incubado durante 105 dias com lodos de esgoto coletados em 1999, nas Estações de Tratamento de Esgoto de Franca, SP (■: testemunha; □: 3; ▲: 6; △: 12 e •: 24 Mg ha⁻¹) e de Barueri, SP (□: 8; ▲: 16; △: 32 e •: 64 Mg ha⁻¹).

A incubação anaeróbia foi testada visando avaliar a eficiência deste método, mais simples e mais rápido, em relação ao método de incubação aeróbia, de longa duração e alto custo, em sua capacidade de estimar o teor de nitrogênio potencialmente mineralizável em sistemas lodo-solo. Com os dois métodos, os resultados obtidos foram proporcionais às doses de N orgânico aplicadas no solo (Figura 2; 99% de significância estatística), segundo as equações: $N_o = 26,3 + 0,29 * N\text{-orgânico}$ ($R^2 = 0,94$; incubação aeróbia) e $N_o = 5,9 + 0,14 * N\text{-orgânico}$ ($R^2 = 0,91$; incubação anaeróbia), onde N_o é o teor estimado de N potencialmente mineralizável, em mg kg⁻¹, e N-orgânico é a dose aplicada ao solo de N orgânico, via lodo de esgoto, em mg kg⁻¹.

Os coeficientes de regressão destas retas representam a fração de mineralização estimada do N orgânico do lodo, que foi praticamente a metade (14%) no método de incubação anaeróbia durante sete dias, em relação aos 29% estimados no método aeróbio para o tempo de 105 dias. A não sobreposição das faixas de confiança (95%) obtidas para as médias de N_o , na Figura 2, é

uma indicação de diferenças, entre os dois métodos, nas quantidades estimadas de N potencialmente mineralizável dos sistemas lodo-solo. A associação significativa entre os teores recuperados de N mineral no método aeróbio e no método anaeróbio ($r = 0,91$) permitiu a obtenção da seguinte relação matemática entre os dois métodos: $No(aeróbia) = 21,6 + 1,93 * No(anaeróbia)$ ($R^2 = 0,84$). A equação permite que o potencial de mineralização (No) dos sistemas lodo-solo seja razoavelmente estimado apenas com os dados de $No(anaeróbia)$ obtidos na incubação anaeróbia de sete dias.

Por ser uma metodologia de relativa simplicidade operacional em relação às metodologias usuais que utilizam longas e caras incubações para avaliação da fração de mineralização de N orgânico de lodos, a incubação anaeróbia durante sete dias mostrou-se interessante. No entanto, avaliações neste sentido com maior diversidade de solos, doses e tipos de lodo de esgoto são necessárias, para respaldar estes resultados.

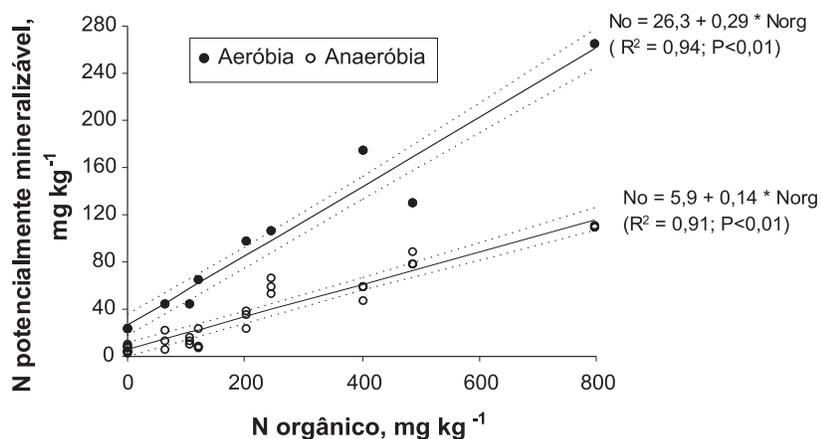


Fig. 2. Doses de N orgânico aplicadas e N potencialmente mineralizável estimado (No) em 105 dias de incubação aeróbia e em sete dias de incubação anaeróbia, com ajuste dos dados ao modelo linear e respectivos intervalos de confiança a 95%, em Latossolo Vermelho distroférico tratado com lodos de esgoto coletados em 1999, nas Estações de Tratamento de Esgoto de Franca, SP e de Barueri, SP.

Considerações finais

Considerando-se os dados obtidos em laboratório associados às avaliações efetuadas em experimento que está sendo conduzido em campo, no mesmo tipo de solo, verifica-se que a fração de mineralização de N orgânico dos lodos de esgoto estimada foi adequada para a determinação da dose máxima a ser aplicada em campo, utilizando-se como critério a necessidade de N da cultura e com o objetivo de evitar geração excessiva de nitrato. Dados experimentais mostram que não houve diferença entre os tratamentos testemunha (sem adubação), com aplicação da dose agrônômica ideal de lodo de esgoto ou com adubação completa NPK, quanto aos teores de nitrato no perfil do solo após duas e após três aplicações sucessivas dos resíduos produzidos em Franca ou em Barueri (Capítulo 5).

No entanto, a aplicação continuada de lodo de esgoto numa mesma área pode resultar, a curto ou médio prazo, em expressiva lixiviação de nitrato no solo, em função do efeito residual de compostos nitrogenados remanescentes no solo, cuja mineralização torna-se mais lenta, porém contínua, como também é relatado no Capítulo 5, considerando-se as coletas de solução do solo a 1 m de profundidade do solo. Este efeito residual de adubações com lodos de esgoto deve ser convenientemente avaliado e considerado no cálculo de doses agrônômicas ideais de adubos nitrogenados, seja em termos de nutrição de plantas, seja em termos de sustentabilidade ambiental, tanto em sistemas de manejo de solo com aplicação única quanto em sistemas com aplicações seqüenciais.

A avaliação da fração de mineralização de N orgânico dos lodos estudados, pela metodologia de incubação anaeróbia, mostrou forte associação entre este método, mais rápido e barato, e o método usual de incubação aeróbia por várias semanas, de maior complexidade operacional e maiores custos.

Referências

BANERJEE, M. R.; BURTON, D. L.; DEPOE, S. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.66, p.241-249, 1997.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, n.9, p.1639-1647, set. 2002.

DEHNR. Department of Environment, Health and Natural Resources - Division of Environmental Management, North Carolina, USA. **Land application of residual solids**. [S.l.]:Division of Environmental Management, 1994. (Form LARS 06/94).

EPA. **Land application of sewage sludge and domestic septage: process design manual**. Washington, DC, 1995.

EPA. **Biosolids generation, use, and disposal in the United States**. Washington, DC, Sept. 1999. 74p.

GANGBAZO, G.; PESANT, A. R.; BARNETT, G. M.; CHARUEST, J. P.; CLUIS, D. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. **Journal of Environmental Quality**, v.24, n.3, p.420-425, 1995.

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

HSIEH, Y. P.; LOWELL, A. D.; MOTTO, H. L. Modeling sewage sludge decomposition in soil: II. Nitrogen transformations. **Journal of Environmental Quality**, v.10, n.1, p.59-64, 1981.

HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R. S. **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília: EMBRAPA-SPI CNPAF-CNPSOJA, 1994. 542p.

KIEFT, T. L.; SOROKER, E.; FIRESTONE, M. K. Microbial biomass response to a rapid increase in water potential when dry soil is wetted. **Soil Biology and Biochemistry**, v.19, p.119-126, 1987.

LERCH, R. N.; AZARI, P.; BARBARICK, K. A.; SOMMERS, L. E.; WESTFALL, D. G. Sewage sludge proteins: II. Extract characterization. **Journal of Environmental Quality**, v.22, n.3, p.625-629, 1993.

Dinâmica da Mineralização de Nitrogênio de Lodos de Esgoto

LERCH, R. N.; BARBARICK, K. A.; SOMMERS, L. E.; WESTFALL, D. G. Sewage sludge proteins as labile carbon and nitrogen sources. **Soil Science Society of America Journal**, v.56, n.5, p.1470-1476, 1992.

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

MAGDOFF, F. R.; CHROMECC, F. W. Nitrogen mineralization from sewage sludge. **Journal of Environmental Science and Health. Part A**, v. A12, p. 191-201, 1977.

PARKER, C. F.; SOMMERS, L. E. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**, v.12, n.1, p.150-156, 1983.

PAWAR, N. J.; SHAIKI, I. J. Nitrate pollution of groundwaters from shallow basaltic aquifers of Deccan Trap Hydrologic Province, India. **Environmental Geology**, v.25, n.3, p. 197-204, 1995.

PIMENTEL, D. Green revolution agriculture and chemical hazards. **Science of the Total Environment**, v.188, n.1, p.586-598, 1996.

PREMI, P. R.; CORNIFIELD, A. H. Incubation study of nitrification of digested sewage sludge added to soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.1, n.1, p.1-4, 1969.

ROSS, D. J.; SPEIR, T. W.; TATE, K. R.; ORCHARD, V. A. Effects of sieving on estimations of microbial biomass, and carbon and nitrogen mineralization, in soil under pasture. **Australian Journal of Soil Research**, v.23, p.319-324, 1985.

RYAN, J. A.; KEENEY, D. R.; WALSH, L. M. Nitrogen transformations and availability of anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Environmental Quality**, v.2, p. 240-243, 1973.

SANEPAR. COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. **Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná**. Curitiba, 1997. 96p.

SANTOS, H. F.; TSUTIYA, M. T.; MIKI, M. K.; EBERT, R.; DELATORRE, C.; FURUKAWA, N. A.; MAYOR, M. S.; KAMIYAMA, H.; MACEDO, L. S.; MORAES, I. P. S. **Crítérios para o uso agrícola dos biossólidos de ETEs da SABESP: relatório interno**. São Paulo: SABESP, 1997.

SIKORA, L. J.; YAKOVCHENKO, V. Soil organic matter mineralization after compost amendment. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, n. 5, p. 1401-1404, 1996.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potentials of soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.36, n.2, p. 465-471, 1972.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre:UFRGS, 1995. (Boletim Técnico, 5).

TERRY, R. E.; NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Nitrogen transformation in sewage sludge-amended soils as affected by soil environmental factors. **Soil Science Society of America Journal**, v.45, n.3, p. 506-513, 1981.

VANZO, J. E.; MACEDO, L. S.; TUSTIYA, M. T. Registros da produção de biossólidos. O caso da ETE Franca. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O.(Ed.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP, 2001. p.227-242.

8

Aspectos Físicos de um Solo Tratado com Lodo de Esgoto: Estabilidade de Agregados e Argila Dispersa em Água

Heloisa Ferreira Filizola; Manoel Dornelas de Souza; Marco Antônio Ferreira Gomes e Rita Carla Boeira

Introdução

Os estudos relativos aos parâmetros físicos do solo têm auxiliado no entendimento de vários processos que interferem de maneira positiva ou negativa na sua capacidade de suporte para as plantas. Pela importância que exercem no sistema solo, pode-se considerar que os parâmetros físicos, dentre eles, a estabilidade de agregados e a quantidade de argila dispersa em água, constituem bons indicadores de qualidade de solo. Um solo bem agregado favorece a penetração das raízes das plantas, a aeração, a infiltração e o armazenamento da água.

Dentre os principais fatores que interferem na gênese dos agregados podem ser citados a argila, a matéria orgânica e os sesquióxidos de ferro e de alumínio, tidos como agentes cimentantes das partículas. Os cátions adsorvidos e o manejo do solo também influem no processo de estruturação. A estabilidade das unidades estruturais, agregados, tem demonstrado variação dependente do tipo de manejo do solo (Campos et al., 1995) e das culturas (Queiroz Neto et al., 1966).

Para haver formação dos agregados no solo são necessárias duas condições: que uma força mecânica qualquer provoque a aproximação das partículas do solo (movimento de raízes, animais, expansão e contração do solo, práticas agrícolas); após o contato entre as partículas, deve existir um agente cimentante que mantenha a união, gerando assim o agregado. A matéria orgânica juntamente com os minerais de argila são os dois agentes cimentantes

que mais contribuem para a agregação do solo. Muitos trabalhos mostram a correlação entre o teor de carbono orgânico no solo e a estabilidade dos agregados em água.

Segundo Khaleel et al. (1981) e Martens & Frankenberger Jr. (1992), a aplicação de resíduos orgânicos derivados de animais, de plantas e de adubos verdes no solo tem sido empregada para induzir condições favoráveis para crescimento de plantas. Entretanto, os mecanismos pelos quais as adições de matéria orgânica melhoram a estrutura do solo não são completamente compreendidos, ainda que seus efeitos sejam universalmente. Segundo Gupta et al. (1977), Khaleel et al. (1981) e Cegarra (1983), a aplicação de compostos orgânicos freqüentemente aumenta o conteúdo de carbono no solo. Esse incremento, geralmente, leva ao incremento da estabilidade de agregados, da capacidade de retenção de água e, também, à diminuição da densidade do solo.

As substâncias húmicas podem se ligar à fração mineral do solo, por meio de cátions polivalentes (Canellas et al., 1999). Os grupos ácidos reativos distribuem-se por toda a macromolécula e, dessa forma, a ligação com cátions polivalentes pode ocorrer com diferentes partículas de argila, simultaneamente. Como resultado há um aumento da agregação das partículas do solo. Essa adsorção não somente une as partículas de argila, mas também orienta a porção hidrofóbica das substâncias húmicas para o lado externo do agregado, aumentando a estabilidade do solo (Mbagwu & Piccolo, 1990).

De acordo com Novotny & Martin-Neto (1999), determinadas substâncias desenvolvem cargas elétricas na superfície, quando em contato com um meio polar. Os possíveis mecanismos de geração dessas cargas podem ser a ionização (no caso das substâncias húmicas) e a adsorção ou a dissociação de íons. A ionização, no caso das substâncias húmicas, é o mecanismo mais importante, devido à existência de grupamentos carboxílicos e fenólicos em sua estrutura. A maior ou menor dispersão baseia-se no fato de que há um balanço entre a repulsão das cargas da dupla camada elétrica entre partículas coloidais e a interação das forças

Aspectos Físicos de um Solo Tratado com Lodo de Esgoto: Estabilidade de Agregados e Argila Dispersa em Água

atrativa de van der Waals entre essas partículas. Os processos de floculação e dispersão dependem da espessura da dupla camada elétrica (ou difusa) e da força iônica do meio. Em camadas finas e em função das elevadas forças iônicas, surge um mínimo de energia potencial que estabiliza os agregados, floculando as partículas coloidais; porém o processo pode ser reversível, se ocorrer agitação.

O objetivo do presente capítulo é discutir os efeitos do sistema de manejo do solo com a aplicação de lodo de esgoto, na cultura do milho, por meio da avaliação dos seguintes parâmetros: estabilidade dos agregados, argila dispersa em água e carbono orgânico.

Metodologia

O procedimento inicial consistiu em avaliar o diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP), a quantidade de argila dispersa em água (ADA) e de carbono orgânico (CO) do solo antes da aplicação do lodo. Esses dados foram usados como referências para efeito de comparação com aqueles obtidos após os tratamentos com os lodos de esgoto da ETE de Franca e da ETE de Barueri.

Para esta primeira avaliação, foram abertas seis trincheiras ao redor da área experimental, as amostragens foram feitas em profundidades com intervalos médios de 10 cm, até a profundidade máxima de 120 cm. Torrões não deformados foram coletados e colocados em latas de alumínio para evitar a desagregação. Em laboratório, os torrões foram secos ao ar (25°C) e passados em peneira com malhas de 4 mm, como forma de definição do limite superior do diâmetro para o início dos trabalhos. Em seguida, foram tomados cerca de 25 g dos agregados que passaram pela peneira de 4 mm, os quais foram dispostos em placas de vidro para serem submetidos a um processo de umedecimento progressivo, com o auxílio de uma pisseta. Esse procedimento é necessário para evitar uma desagregação brusca do torrão, caso fosse submetido diretamente ao tamisamento úmido. Após o pré-umedecimento, as

amostras ficaram em repouso, por duas horas. Em seguida, foram levadas ao aparelho de Yooder (adaptado). O tamisamento úmido foi realizado por um período de 15 minutos, ao fim do qual todas as amostras, retidas nas diferentes peneiras (2 mm; 1 mm; 0,500 mm; 0,250 mm e 0,105 mm), foram colocadas em latas de alumínio e secadas a 105° C por um período de 48 horas. Para a obtenção do fator de correção, necessário no cálculo da distribuição dos agregados por peneira (Freire et al., 1967; Kiehl, 1979), foi determinada também a umidade residual da amostra seca ao ar.

Em 1999, no centro das parcelas, coletou-se amostras para análise granulométrica, para avaliação da quantidade de argila dispersa em água e da quantidade de carbono orgânico no solo. Em 2001, após a terceira aplicação do lodo de esgoto e terceiro cultivo de milho (Tabela 2 do Capítulo 1), foram coletadas cinco amostras por parcela em grade regular nos diferentes tratamentos, na profundidade de 0 a 10 cm, e submetidas a novas avaliações de DMP, ADA e CO.

Para a quantificação da argila dispersa em água, as amostras de solo foram peneiradas em malha de 2 mm. Vinte e cinco gramas do solo peneirado foram agitados manualmente com 150 ml de água destilada e em seguida colocados nos frascos do agitador orbital a 180 rpm durante 3 horas. Após a agitação, a mistura foi colocada em uma proveta, o volume foi completado para 1000 ml e fez-se nova agitação durante trinta segundos, com um bastão de vidro contendo em sua extremidade inferior um êmbolo de borracha com diâmetro um pouco inferior ao da proveta. Após estes procedimentos, a mistura foi deixada em repouso absoluto. Transcorrido o tempo para a sedimentação da argila, segundo a lei de Stokes, foram retirados, com uma pipeta, 50ml da solução a uma profundidade de 5 cm. As alíquotas foram transferidas para recipientes previamente pesados e levadas para secar a 105°C, determinando-se a massa de solo na suspensão.

A análise granulométrica foi realizada pelo método da pipeta (Camargo et al., 1986) e de carbono orgânico segundo o método Walkley-Black modificado (Tedesco, 1995).

Resultados e Discussão

Em 1999, o DMP dos agregados foi de 4,3 mm nos primeiros 10 cm, decrescendo até 1,1 mm na profundidade de 120 cm, o que condiz com o tamanho médio dos agregados de um Latossolo. Essa variação do tamanho dos agregados esteve relacionada com a quantidade do carbono orgânico presente (20,0 g kg⁻¹ nos primeiros 10 cm, decrescendo até 8,1 g kg⁻¹ na maior profundidade). Em 2001, os dois lodos mostraram comportamento semelhante quanto ao efeito das doses no DMP (Fig. 1). Todos os tratamentos com lodo diminuíram o DMP em relação ao tratamento testemunha, indicando, aparentemente, um efeito deletério dos lodos sobre a estrutura do solo.

Associado aos tratamentos há um possível efeito da enxada rotativa utilizada na incorporação do lodo, pulverizando o solo a cada incorporação, ficando a dúvida se o sistema de preparo associado às doses de lodo não estaria mascarando os resultados, não permitindo assim a separação entre os efeitos da enxada rotativa e aqueles do lodo.

Não há números absolutos para interpretar a qualidade da estrutura por meio do DMP. De maneira geral, aceita-se como tendo baixa estabilidade, solos com diâmetro médio ponderado (DMP) abaixo de 0,5 mm. Tais solos tornam-se impermeáveis quando irrigados e formam crostas na superfície quando expostos aos impactos diretos das gotas de chuva. Solos com DMP superior a 0,5 mm são considerados relativamente resistentes ao esboroamento e à dispersão, sendo que, a permeabilidade à água e ao ar não se alterarão com um bom manejo (Bureau of Reclamation, 1967).

A quantidade média de argila dispersa em água oscilou entre 33,0 a 44,1% em 1999 e 21,5 a 32,7% em 2001, nos primeiros 10 cm do solo (Fig. 2). A argila dispersa em água sofreu um decréscimo de 1999 para 2001 (Fig. 1). Este decréscimo parece não estar ligado aos efeitos da enxada rotativa já que esta era usada a cada novo cultivo para a incorporação do lodo, sendo esta usada também nas parcelas testemunhas após a gradagem.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

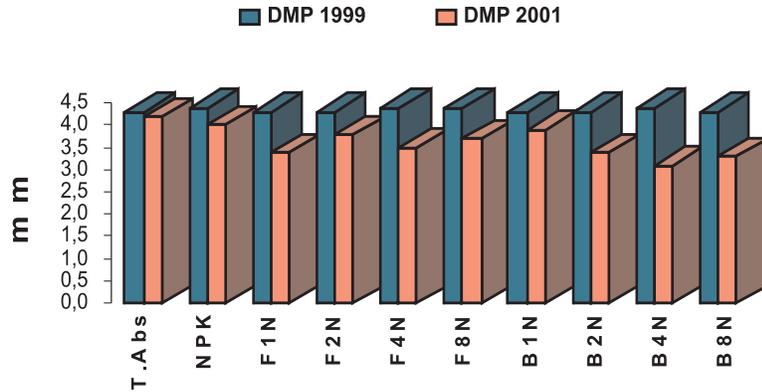


Fig. 1. Efeito dos lodos de esgotos das ETEs de Franca (F) e Barueri (B) sobre o Diâmetro Médio Ponderado (DMP) dos agregados do solo, na profundidade de 0 a 10 cm. Os dados de 1999 são de antes das aplicações dos lodos e os de 2001, após a terceira aplicação de doses crescentes (1N – dose recomendada; 2N, 4N e 8N – doses correspondentes a 2, 4 e 8 vezes a recomendada). T. Abs: testemunha absoluta; NPK: adubação mineral recomendada. Média de três repetições.

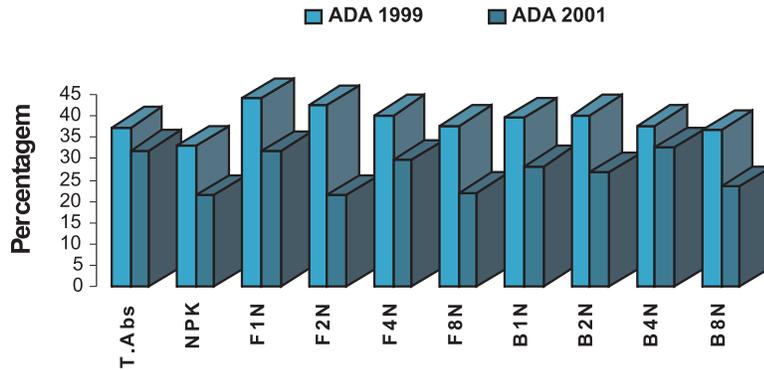


Fig. 2. Efeito dos lodos de esgotos das ETEs de Franca (F) e Barueri (B) sobre a argila dispersa em água (ADA), na profundidade de 0 a 10 cm. Os dados de 1999 são de antes das aplicações dos lodos e os de 2001 após a terceira aplicação de doses crescentes (1N – dose recomendada; 2N, 4N e 8N – doses correspondentes a 2, 4 e 8 vezes a recomendada). T. Abs: testemunha absoluta; NPK: adubação mineral recomendada. Média de três repetições.

Aspectos Físicos de um Solo Tratado com Lodo de Esgoto: Estabilidade de Agregados e Argila Dispersa em Água

O conteúdo de carbono orgânico (CO) teve comportamento distinto para os dois lodos em 2001 (Fig. 3). Para o lodo de Franca, o teor de CO foi diretamente proporcional à dose aplicada, porém para o de Barueri não houve este efeito. Em relação ao ano de 1999, em 2001 houve incremento de CO no solo (Fig. 3), mas este não é correlacionável a variação observada para o DMP.

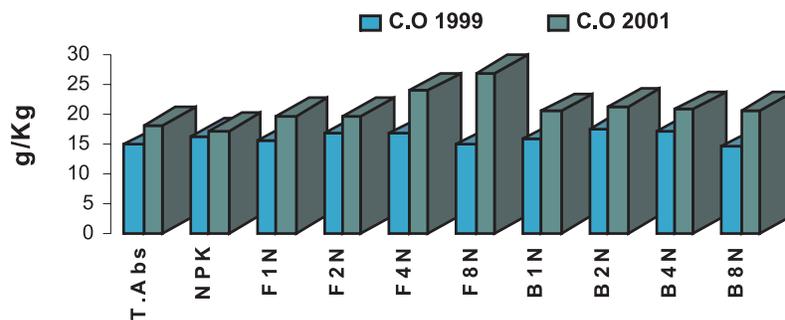


Fig. 3. Efeito dos lodos de esgotos das ETEs de Franca (F) e Barueri (B) sobre o teor de Carbono Orgânico (CO) no solo, na profundidade de 0 a 10 cm. Os dados de 1999 são de antes das aplicações dos lodos e os de 2001 após a terceira aplicação de doses crescentes (1N – dose recomendada; 2N, 4N e 8N – doses correspondentes a 2, 4 e 8 vezes a recomendada). T. Abs: testemunha absoluta; NPK: adubação mineral recomendada. Média de três repetições.

Vários fatores podem interferir na distribuição entre classes de agregados. Como os menores agregados são progressivamente mais difíceis de serem quebrados, Hadas (1987) e Dexter (1988) levantam a hipótese que a destruição dos agregados se dá dos maiores para os menores, sendo a dispersão da argila a última etapa da destruição dos agregados.

Entretanto, Stevenson (1982) e Oades e Waters (1991) mostraram que este tipo de destruição não ocorre em solos altamente intemperizados como os Oxisols (Latosolos), uma vez que a influência da matéria orgânica nestes solos é menor em comparação com a dos óxidos de ferro. Greenland et al. (1992) rejeitam tal hipótese e sugerem que a destruição diferenciada dos agregados em função do tamanho ocorre por que a matéria orgânica existente nos solos tropicais é de baixa qualidade e também ocorre em menor quantidade.

A estabilidade dos microagregados é, segundo Tisdall e Oades (1982), insensível às mudanças, seja no conteúdo de matéria orgânica, seja nas práticas de manejo. Os microagregados são muito estáveis porque eles estão ligados por persistente material húmico aromático associado com Fe e Al amorfos. Já a estabilidade dos macroagregados, por outro lado, varia com o conteúdo de carbono orgânico ou com o manejo do solo. Por essas razões, a estabilidade dos agregados maiores é transitória e dependente de agentes como raízes, hifas dos fungos e de polissacarídeos derivados da atividade biológica (plantas, macro e microbiota do solo) e da quantidade de matéria orgânica que lhe é acrescentada (Monreal et al., 1995).

Mas, apesar da maior parte da literatura falar dos efeitos benéficos da matéria orgânica sobre a estabilidade dos agregados, o aumento do carbono orgânico no solo pode também provocar dispersão de argilas. Este comportamento dispersivo foi mostrado por Emerson (1983) e Oades (1984). Mais recentemente, Mbagwu et al. (1993) verificaram que a adição de ácido húmico em solos causou aumento da dispersão de argila em Alfisol e em Ultisol. Este processo resulta da alta concentração de ácidos húmicos que, penetrando no retículo cristalino da argila, formam quelatos complexos com os cátions polivalentes, quebrando a frágil ligação eletrostática entre a argila e a matéria orgânica, deslocando as partículas de argila.

Este papel duplo da matéria orgânica no solo, ora agregando, ora dispersando o solo, leva a diferentes comportamentos, em diferentes situações, não sendo possível antever se as correlações entre quantidade de matéria orgânica e estabilidade de agregados serão positivas ou negativas. A ausência de minerais de argila expansíveis neste meio poderia também ser a razão da dispersão da argila.

A qualidade da matéria orgânica do lodo também interfere na agregação, como, em alguns casos, quando a matéria orgânica do lodo não incrementa a CTC do solo, o que deve afetar a dispersão de argilas.

Os resultados distintos observados para os dois lodos indicam a necessidade de maior detalhamento no estudo da influência do carbono de

Aspectos Físicos de um Solo Tratado com Lodo de Esgoto: Estabilidade de Agregados e Argila Dispersa em Água

cada tipo de lodo na estrutura do solo. Assim, após a quarta aplicação de lodo, os estudos da estabilidade versus carbono estarão sendo realizados em cada classe de agregados e o DMP será determinado por volume para estabelecimento de um índice de agregação.

Considerações Finais

Apesar do pouco tempo de utilização do lodo, já se verificou redução da argila dispersa em água no solo tratado com os lodos de esgoto. A dispersão da argila no solo é resultante de uma instabilidade estrutural ou problemas de manejo, assim esta redução pode ser considerada como um efeito benéfico. A influência da adição de materiais orgânicos ao solo sobre sua estrutura é lenta, conforme pôde ser observado nos dados apresentados. No entanto, efeitos distintos de acumulação de carbono no solo já puderam ser observados, entre os dois lodos, bem como sobre a formação de crosta. Assim, considerando-se já estar havendo um efeito acumulado de aplicações sucessivas durante três anos, são esperadas também alterações permanentes da estrutura do solo, a médio prazo. Para um maior detalhamento do comportamento da estabilidade estrutural do solo, será necessário separar possíveis efeitos do sistema de preparo do solo que está sendo utilizado. A enxada rotativa da forma em que vem sendo utilizada pode estar mascarando o efeito do lodo.

Referências

BUREAU OF RECLAMATION **Land classification techniques and standards.** Ser. 510. U.S.D.I.. 1967

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 Agrônomo de Campinas,** Campinas, Instituto Agrônomo, 94p. 1986.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

CAMPOS, B.C.; REINERT, D.J.; NICOLODI, R; RUEDELL, J. PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 19, p. 121-126, 1995.

CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Reações da matéria orgânica no solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo - Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. cap.5, p.69-89.

CEGARRA, J. Utilização e manejo de lodos de águas residuales urbanas con fines agrícolas: solos ecuatoriales, materia orgánica do solo. **Revista de la Sociedad Colombiana de la Ciencia do Solo**, v.12, n.1, p.151-173, 1983.

DEXTER, A.R. Advances in characterization of soil structure. **Soil Tillage Res.**, v. 11, p. 199-238, 1988.

EMERSON, W.W. Interparticle binding. In *Soil, an Australian viewpoint*. Division of Soils, CSIRO, Melbourne. London: Academic Press, pp. 477-498. 1983.

FREIRE, O. **Agregação de solos, efeito da matéria orgânica, calagem, adubação e vegetação**. Piracicaba, ESALQ, 1967. 64 p. (Tese de Livre-Docência).

GREENLAND, D.J., WILD, A., ADAMS, D. "Organic matter dynamics in soils of the tropics - from myth to complex reality." In R. Lal and P.A. Sanchez (eds.) *Myths and science of soils of the tropics: proceedings of an international symposium sponsored by Division A-6 of the American Society of Agronomy, the World Association of Soil and Water Conservation Society, in Las Vegas, Nevada, 17 Oct. 1989*. SSSA Special Publication no. 29. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, Inc. and American Society of Agronomy, Inc., pp. 17-33. (1992).

GUPTA, S.C.; DOWDE, R.H.; LARSON, W.E. Hydraulic and thermal properties of a sandy soil as influenced by incorporation of sewage sludge. **Soil Science Society of America Journal**, v.41, p.601-605, 1977.

HADAS, A. Long-term tillage practice effects on soil aggregation modes and strength. **Soil Science Society of America Journal.**, v. 51, p. 191-197, 1987.

KHALEEL, R.; REDDE, K.R.; OVERCASH, M.R. Changes in soil physical properties due to waste applications: a review. **Journal of Environmental Quality**, v.10, p.133-141, 1981.

Aspectos Físicos de um Solo Tratado com Lodo de Esgoto: Estabilidade de Agregados e Argila Dispersa em Água

KIEHL, E.J. **Manual de Edafologia – relações solo-planta**. São Paulo, Editora Agronômica Ceres 1979. 264 p.

MARTENS, D.A.; FRANKENBERGER Jr., W.T. Modification of infiltration rates in a organic-amended irrigated soil. **Agronomy Journal**, v.84, p.707-717, 1992.

MBAGWU, J.S.C.; PICCOLO, A. Some physical properties of structural aggregates separated from organic waste-amended soils. **Biological Wastes**, v.33, p.107-121, 1990.

MBAGWU, J.S.C.; PICCOLO, A.; MBILA, M.O. Water-stability of aggregates of some tropical soils treated with humic substances . *Pedologie*, 43: 269-284. 1993

MONREAL, C.M.; SCHNITZER, M.; SCHULTEN, H.R.; CAMPPBELL C.A.; ANDERSON, D.W. Soil organic structures in macro and microaggregates of a cultivated brown chernozem. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, p. 845-853, 1995.

NOVOTNY, E.H.; MARTIN-NETO, L. Propriedades coloidais da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. cap.4, p.42-67.

OADES, J.M. Soil organic matter and structural stability: Mechanisms and implications for management. **Plant Soil**, v. 76, p.319-337, 1984.

OADES, J.M.; WATERS A.G. Aggregate hierarchy in soils. **Australian Journal Soil Reserch**, v. 29, p.815-828, 1991.

QUEIROZ NETO, J.P.; GROHMANN, F.; OLIVEIRA, J.B. Características analíticas dos agregados dos solos Terra Roxa (Latossolo Roxo) e Massapé (Podzólico Vermelho Amarelo Orto). **Bragantia**, v. 25, p.457-476, 1966.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry: Genesis, composition, reactions**. New York: John Wiley & Sons. 1982.

TEDESCO, M. J. GIANELLO, C.; BISSAN, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. (Boletim Técnico, 5).

TISDALL, J.M. & OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal Soil Science*, v. 33, p.141-163, 1982.

9

Micromorfologia da Camada Superficial de Solo Tratado com Lodo de Esgoto

José Ronaldo de Macedo; Heloísa Ferreira Filizola; Manoel Dornelas de Souza e Klaus Reichardt

Introdução

A micromorfologia vem sendo aplicada, progressivamente, em vários domínios da pesquisa agrícola. Suas aplicações mais importantes incluem: observação das modificações da estrutura natural do solo decorrentes do uso da terra, da incorporação de húmus, da ação de implementos e máquinas agrícolas, dos efeitos do plantio direto, dos mecanismos de formação do selamento, dos efeitos da compactação abaixo do horizonte Ap, dos efeitos na drenagem, da aração profunda e, finalmente, no condicionamento dos solos, entre outros (Jongierius, 1983).

A maioria dos estudos que abordam o problema de selamento superficial mostra que este encontra-se relacionado ao preparo do solo em função de sua atuação direta sobre a estrutura do solo, que afeta especialmente a densidade e a porosidade, que tendem a diferenciarem-se da condição natural, piorando com o decorrer do tempo (Anjos et al., 1994; Pagliai & Vignozzi, 1998). Estes estudos apontam, ainda, que o cultivo intensivo do solo agrícola pode levar à deterioração da estrutura e de outros atributos físicos e, conseqüentemente, à degradação ambiental.

Uma das principais alterações diz respeito aos métodos de preparo do solo, que o tornam suscetível à formação do encrostamento superficial (ou selamento) pela ação da chuva. A crosta do solo, assim formada, adquire uma capa superior delgada, com aproximadamente 0,1 mm de espessura e permeabilidade 2000 vezes menor do que a da camada subjacente não afetada (McIntire, 1958), que não sofreu os efeitos do impacto das gotas. Uma segunda

camada surge, logo abaixo da primeira, formada pelas partículas que são arrastadas pela água e que entopem os poros, com permeabilidade 200 vezes menor do que a camada inferior, também não afetada. A relação entre os macro e os microporos é alterada com predominância da microporosidade, reduzindo a permeabilidade da água e do ar.

De acordo com Asunción Usón (1999), o tipo de preparo do solo pode diminuir a estabilidade estrutural e deixar sua superfície descoberta, acarretando maior propensão à ocorrência de selamento ou de encrostamento superficial. Em contrapartida, as práticas agrícolas, que deixam resíduos na superfície do solo, reduzem ou eliminam os riscos de encrostamentos superficiais. Observaram ainda que houve a formação de encrostamento e selamento superficial nos três solos estudados, ricos em carbonatos de cálcio (Calcaric Fluvisol: Haplic Calcisol e Calcaric Regosol), independentemente de suas texturas, que modificaram a porosidade, a microestrutura e as pedofeições originais do solo. As feições do encrostamento foram relacionadas ao colapso parcial dos microagregados, que formaram uma porosidade de empacotamento. O autor concluiu que, tanto o cultivo reduzido, como o tradicional, não foram suficientes para prevenir a formação de crostas e que estas, formadas no primeiro caso, originaram-se após vários eventos de chuva, enquanto que no sistema tradicional, a formação se deu em um único evento. Contudo, nem a porosidade total, nem as outras características micromorfológicas foram alteradas significativamente nos solos, com e sem encrostamento superficial.

Pagliai & Vignozzi (1998) afirmaram que o encrostamento do solo pode ser reduzido ou prevenido pela utilização de lodo de esgoto. Essa ação se deve à adição de matéria orgânica, que melhora as propriedades físicas, como a estabilidade de agregados, além de reduzir o efeito do impacto direto da gota d'água da chuva pela presença de partículas de lodo na superfície quando ele não é incorporado ao solo. A matéria orgânica promoveria a quebra do encrostamento superficial graças aos ciclos de expansão e contração das camadas encrostadas decorrentes do aumento da capacidade de retenção de água, com uma conseqüente redução da compactação e melhoria do movimento vertical de água no perfil do solo.

Micromorfologia da Camada Superficial de Solo Tratado com Lodo de Esgoto

Schaefer et al. (2001) verificaram, no Brasil, que nos solos onde o preparo foi feito com grade pesada e arado de aiveca, ou grade pesada e arado de disco ou grade pesada, houve a formação de poros planares próximos à superfície do solo, concentrados nos primeiros centímetros. De acordo com os autores, a existência de poros fissurais indica adensamento do solo, fenômeno este que está associado ao encrostamento ou selamento superficial. Nos tratamentos com grade pesada percebeu-se um aspecto de adensamento do solo na sub-superfície. Este adensamento caracterizava-se por um empacotamento da massa do solo em torrões, formando zonas compactadas, separadas umas das outras, com poucos poros interligados. Eles consideraram que devido à compactação e ao selamento superficial do solo, as taxas de infiltração e a retenção de água poderão ser baixas.

No presente capítulo estão apresentados os efeitos da aplicação de lodo de esgoto na formação de selamento superficial, que foi avaliado por meio de estudos micromorfológicos, num sistema de preparo do solo com aração, gradagem e posterior incorporação do lodo de esgoto com enxada rotativa, o que pulveriza o solo e o expõe à ação direta das gotas de chuva.

Material e Métodos

Adicionalmente ao esquema experimental de blocos ao acaso (Capítulo 1), foram coletadas amostras com estrutura indeformada do mesmo solo sob mata nativa, objetivando comparar os efeitos causados na mudança do uso do solo em relação aos tratamentos com e sem lodo de esgoto.

As amostras foram coletadas em triplicatas na superfície do solo, em caixa de Kubiena, com dimensões de 7 cm x 10 cm (70 cm²) no ano agrícola de 2000/2001. Em seguida, as amostras permaneceram, por 48 h, secando em estufa à 40°C com ventilação forçada. Após o processo de secagem, as amostras foram impregnadas conforme Paula et al. (1991) e colocadas posteriormente nos dessecadores conectados a bombas pneumáticas, formando um sistema fechado e a vácuo. Então, adicionou-se a resina aos poucos, durante

oito horas seguidas, observando-se sempre a frente de molhamento. Após esse tempo, as amostras permaneceram por mais 72 h para que o processo de polimerização se completasse. A composição da resina impregnadora constou da mistura de resina plástica ARALDITE (50%), álcool etílico anidro (45%) e endurecedor (5%) (Paula et al., 1991), e corante ultra violeta EPODE (0,01%), nas percentagens em massa especificadas entre parênteses. As lâminas delgadas (LD), com aproximadamente 50 mm de espessura, foram confeccionadas com máquina "Rectifiuse Multiplaques" com disco de diamante e suporte de lâminas de 140 x 68 mm, no Laboratório de Micromorfologia da UNESP-Rio Claro/SP. Na etapa posterior, as lâminas delgadas foram polidas, manualmente, utilizando pó abrasivo ultra fino, até a obtenção de seções delgadas com espessura média de 30 µm.

As observações e descrições micromorfológicas foram realizadas em 27 lâminas delgadas, de acordo com os critérios propostos por Brewer (1976) e Bullock et al. (1985), no Laboratório de Mineralogia, da Embrapa Solos (Rio de Janeiro), equipado com microscópio universal axiosplan ótico polarizante Zeiss e estereomicroscópio binocular Wild, ambos sob luz normal e polarizada. As fotos foram obtidas com câmera fotográfica digital Sony AVT-Horn 3CCD. As etapas das análises micro-morfológicas seguiram os preceitos descritos em Cooper (1999).

Resultados e discussão

Análise micromorfológica das lâminas delgadas

Será apresentada uma síntese das descrições das lâminas delgadas referentes ao solo sob mata e dos tratamentos testemunha absoluta, 4N e 8N. Foram consideradas como semelhantes ao tratamento testemunha as lâminas delgadas referentes ao tratamento NPK, pelo fato de suas descrições não diferirem do tratamento testemunha e porque essas lâminas não receberam nenhuma dose de lodo de esgoto. Quanto às lâminas relativas aos tratamentos 1N e 2N, suas descrições foram, em alguns casos, semelhantes aos tratamentos

Micromorfologia da Camada Superficial de Solo Tratado com Lodo de Esgoto

testemunha e NPK e transitórias em relação aos tratamentos com maiores doses de lodo de esgoto, ou seja, dos tratamentos 4N e 8N.

Descrição micromorfológica das lâminas delgadas de solo sob mata nativa

As lâminas delgadas analisadas referentes à mata nativa, apresentaram-se homogêneas em toda sua extensão, não havendo evidências claras de selamento superficial e nem áreas distintas que permitissem sua separação em mais de uma secção (Fig. 1A).

A estrutura é composta de blocos angulares e subangulares, com um grau de pedalidade fortemente desenvolvido. Os agregados estão delimitados por vazios fissurais. Eles são dominantes, com tamanho variando de 1,0 a 2,0 mm e apresentam grau de acomodação classificado como parcialmente acomodado a acomodado.

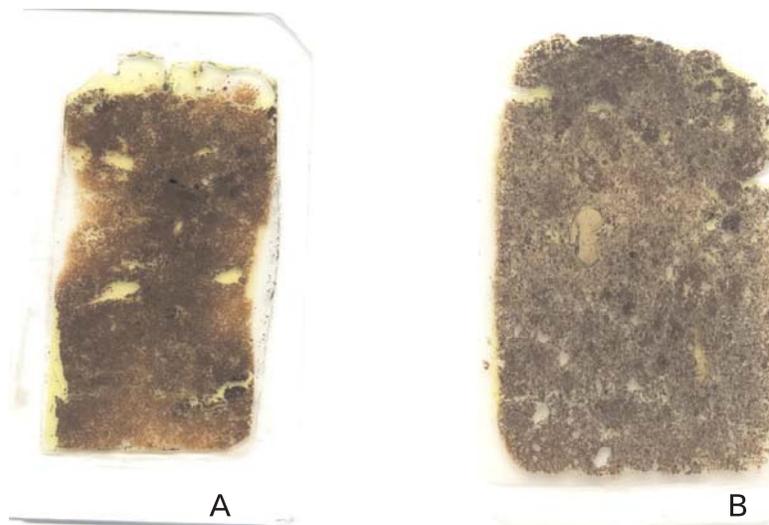


Fig. 1. Aspecto geral de uma lâmina delgada do solo . A = sob mata; B = da testemunha absoluta

A porosidade está na faixa dos 40% do tipo inter (36%) e intragregados (4%), sendo predominantemente constituída por macroporos com dimensões variando de 250 μm a maiores do que 2000 μm . Entretanto, o tamanho médio dos poros situou-se entre 500 a 1000 μm . As principais conformações encontradas dos macroporos foram as irregulares, denticuladas e mamelonadas, com 70, 20 e 10%, respectivamente. Quanto ao alisamento de suas paredes, são encontrados ortoporos e metaporos, indicando, neste último caso, a presença de atividade biológica, que foi confirmada pela presença de cavidades, canais e fissuras, que têm sua origem nas atividades pedológicas (60%) e biológicas (40%).

O plasma apresentou cor bruno avermelhada, sendo constituído de argila e matéria orgânica e com contraste proeminente e nítido. A estrutura plásmica é isotrópica, do tipo indiferenciada. O fundo matricial encontra-se íntegro, com trama do tipo porfírica aberta (70%) e fechada (30%).

Ainda, em função das descrições das lâminas delgadas do solo sob mata nativa, foram encontradas feições pedológicas: glébulas (nódulos) e pedotúbulos (biotúbulos). Os pedotúbulos indicaram atividade biológica e apresentaram forma externa tubular ramificada do tipo simples, com dimensões entre 2,0 e 3,0 mm. A assembléia interna foi classificada como sendo de granotúbulos e biotúbulos, com densidades de assembléia variando desde solta descontínua até densa completa. Os pedotúbulos estavam parcial ou completamente preenchidos com esqueleto e plasma e, algumas vezes, com resíduos de raízes. Eles foram classificados como moderada a fortemente aderentes.

Descrição micromorfológica das lâminas delgadas com solo do tratamento testemunha absoluta

As lâminas delgadas referentes aos tratamentos testemunha absoluta, apresentam-se homogêneas em toda sua extensão (Fig. 1B), havendo evidências claras de selamento superficial apenas em duas das quatro analisadas, sendo, no entanto, de pequena dimensão (com espessura média de 2,0 mm).

Micromorfologia da Camada Superficial de Solo Tratado com Lodo de Esgoto

A estrutura é composta de blocos subangulares fragmentados, ou microgranular, com tamanhos variando de menos de 0,5 a 2,0 mm e mal acomodados e/ou dispersos nos espaços vazios do solo.

A porosidade variou entre 50 e 60%, sendo, predominante, a categoria de poros de empilhamento, ocupando, cerca de, 90% desse total. Dentro da porosidade de empilhamento, verificou-se a predominância de macroporos com dimensões entre 1000 e 2000 μm , do tipo irregulares e de ortoporos. Foram classificados como poros de empilhamento complexos, não sendo possível distinguir poros decorrentes de atividade biológica como cavidades, vesículas, canais e câmaras.

O fundo matricial encontra-se todo alterado, onde foi possível identificar a degradação da trama porfírica para enáulica. A estrutura foi desfeita, estando os agregados dispersos nos espaços vazios, principalmente nos macroporos produzidos pelos implementos agrícolas, durante o preparo do solo.

Já o plasma, de cor bruna avermelhada, é constituído de argila e de matéria orgânica, ocupando apenas 30% do fundo matricial, tendo como principal alteração, a distribuição relativa que passou do tipo porfírica, no solo sob mata, para o tipo porfírica (40%) e enáulica (60%). A estrutura plasmática foi classificada como isotrópica do tipo isótica. No caso das feições pedológicas, apenas se constatou a presença de glebulas.

Descrição micromorfológica das lâminas delgadas referentes ao solo do tratamento 4N

A descrição micro-morfológica das lâminas delgadas referentes aos tratamentos 4N possibilitou distinguir três zonas. A primeira zona localiza-se na parte superior da lâmina delgada, a segunda, transacional entre a 1ª e a 3ª, e a última zona, localizada na parte média-inferior da lâmina (Fig. 2).

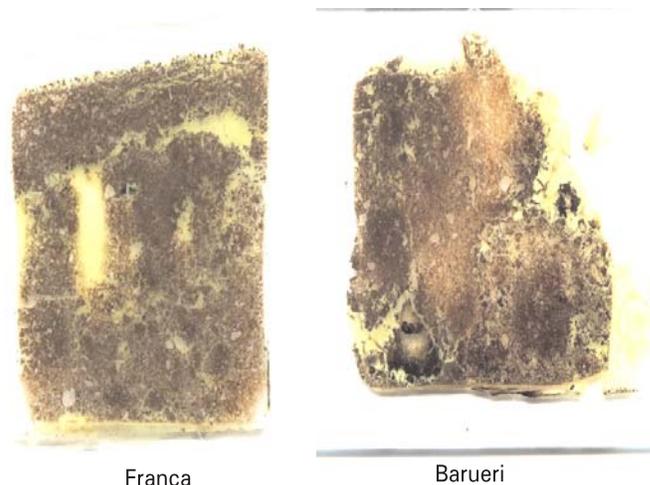


Fig. 2. Aspecto geral de uma lâmina delgada do solo do tratamento quatro vezes a dose de lodo de esgoto recomendada.

1ª Zona: possui espessura média de 10 μm , apresenta uma microestrutura fragmentada, em blocos subangulares, com pedalidade alterada para fraca. O tamanho predominante dos microagregados tem dimensões menores do que 500 μm , porém apresenta agregados remanescentes da estrutura original, com dimensões variando de 700 a 1.400 μm , sendo classificados como mal acomodados.

Quanto à porosidade, constituída praticamente de macroporos interagregados, atinge aproximadamente 50% da área total, sendo categorizada em poros fissurais (30%) e poros de empilhamento (20%). As suas dimensões variaram dos 250 a 2.000 μm , havendo predominância de poros fissurais. Há nítida evidência de selamento superficial, com espaços inter-camadas de, aproximadamente, 500 μm .

O plasma, também constituído basicamente de matéria orgânica e argila, apresentou cor bruna avermelhada escura e com contraste proeminente e nítido. A estrutura plásmica é isotrópica, do tipo indiferenciada. Além da porosidade fissural estratificada horizontalmente, o fundo matricial encontra-se bastante alterado, com a trama passando de porfírica (50%) para enáulica (50%).

2ª Zona: esta camada apresentou espessura média de 20 μm , sendo sua microestrutura constituída de blocos subangulares, com pedalidade

Micromorfologia da Camada Superficial de Solo Tratado com Lodo de Esgoto

variando de fraca a moderadamente desenvolvida e com blocos mal acomodados.

A porosidade total diminui um pouco, totalizando 40%, com predominância de macroporos interagregados de arranjo ou empilhamento e irregulares, com dimensões variando de 250 a 2.000 μm . Contudo, o principal intervalo variou entre 500 a 1.000 μm . Apresentou, também, um macroporo com 5 mm de largura por 20 mm de profundidade, que pode ser considerado como um artefato em razão do processo de impregnação com Araldite. Não se verificou a presença de área adensada nesta camada. Entre a 1ª e 2ª zonas observou-se uma grande descontinuidade do solo, decorrente, provavelmente, da ruptura de sua agregação. Durante o período de coleta dos monólitos verificou-se no campo que, em algumas caixas de Kubiena, durante o manuseio de armazenamento, a parte inferior da amostra desmoronava, ficando apenas a camada superficial retida na caixa. Outra possível explicação para o surgimento desta descontinuidade pode ter sido que, durante o processo de impregnação, a porção pulverizada tenha se despreendido do restante da amostra e causado, assim, um artefato. Esta segunda possibilidade foi considerada menos provável.

3ª Zona: apresentou uma trama predominantemente porfírica, com algumas áreas com trama enáulica. A porosidade intragregados do tipo empilhamento predomina nesta zona. A pedalidade variou de fraca a moderada.

Em todas as lâminas deste tratamento não se observaram indícios de grande atividade biológica, como presença de raízes, canais, vesículas e pedotúbulos.

Descrição micromorfológica das lâminas delgadas referentes ao solo do tratamento 8N

A descrição micromorfológica das lâminas referentes aos tratamentos 8N possibilitou também delimitar três zonas. A primeira, na parte superior da lâmina delgada, com espessura média de 10 mm; a segunda, transacional entre a 1ª e a 3ª, com espessura média de 20 mm e a última zona, localizada na parte média-inferior da lâmina, com espessura média de 40 mm (Fig. 3).

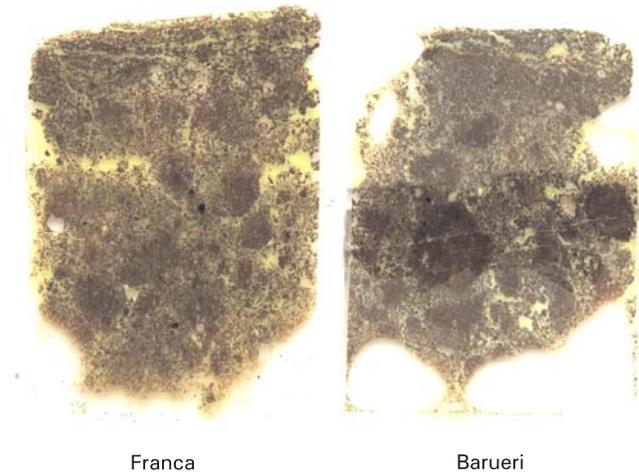


Fig. 3. Aspecto geral de uma lâmina delgada do solo com tratamento oito vezes a dose de lodo recomendada, com selamento superficial bem desenvolvido.

1ª Zona: nesta zona foi observada uma microestrutura laminar. Apresentou pedalidade fracamente desenvolvida. A porosidade foi constituída com poros fissurais, horizontais ao perfil do solo. Os macroporos interlâminas são predominantes, tendo meso e microporos interpedes. A distribuição relativa é enáulica (60%) e quitônica (40%).

Detalhando um pouco mais esta zona verificou-se que a microestrutura era de blocos subangulares, com grau de pedalidade fracamente desenvolvida e grau de acomodação do tipo mal acomodados. A distribuição referida, do tipo paralela, apresenta limites com contrastes nítidos e baixa variabilidade dos pedes. Em termos de abundância, esses pedes eram dominantes a muito dominantes, apresentando tamanho médio de 600 μm , com valores extremos variando de 400 a 1000 μm .

A porosidade predominante era de interagregados com conformação fissural (80%) e, em menor proporção, havia poros do tipo de empilhamento ou vazios intergranulares (20%). Estes últimos, com formas irregulares. A orientação de base era forte e paralela. A distribuição, tanto de base como referida, era paralela. A macroporosidade predominante era do tipo interagregados, com tamanho dos poros variando de 500 a mais de 2.000 μm .

Micromorfologia da Camada Superficial de Solo Tratado com Lodo de Esgoto

Em termos de alisamento das paredes, 100% dos poros eram do tipo metaporos.

2ª Zona: não apresentou poros planares, porém os pedes estão, também, mal acomodados e com pedalidade variando de fraca a moderada. A trama era predominantemente enáulica.

3ª Zona: observou-se um aumento da pedalidade, passando esta a variar de moderada a desenvolvida e, também, uma inversão da distribuição relativa, passando de enáulica para porfírica na proporção de 40% para 60%, respectivamente. Esta região, que compreende toda a parte média-inferior da lâmina, apresentou uma conformação mais próxima do solo sob mata.

Foi verificado nas lâminas referentes ao tratamento 8N, independentemente da procedência do lodo (ETE de Barueri ou Franca), um encrostamento superficial, com espessura variando de 1,0 a 2,0 mm. Abaixo desse encrostamento havia existência de uma faixa de transição com espessura variando de 6,5 a 25 mm (com espessura média de 18,5 mm). A origem desta faixa transicional pode ter sido causada pelas mesmas razões das descritas nas lâminas relativas ao tratamento 4N.

Nas três zonas descritas, relativas ao tratamento com oito vezes a dose de Nitrogênio recomendada, não foram identificados canais e vesículas, nem pedotúbulos, típicos das atividades biológicas da macro e microbiota e do processo pedogenético. Este fato foi devido, provavelmente, à destruição dos poros pela ação dos implementos agrícolas utilizados no preparo do solo. Em todas as três zonas dessas lâminas foram identificadas a presença de glébulas (nódulos).

As passagens da distribuição relativa porfírica, na lâmina da mata, para enáulica foram consideradas como indicadoras do efeito do preparo do solo na mudança da sua pedalidade.

Análise comparativa entre as lâminas delgadas do solo sob mata com aquelas dos tratamentos testemunha, 4N e 8N

Comparando os resultados das descrições das lâminas delgadas, em relação aos tratamentos com as diferentes doses de lodo, ficou evidenciado

o incremento do selamento ou encrostamento superficial, à medida que se aumentou a dose de lodo.

No tratamento testemunha absoluta observou-se, na maioria das lâminas, um leve adensamento superficial, de espessura média de 0,5 mm, em que a macroporosidade foi afetada. Já nos tratamentos com quatro e oito vezes a dose de lodo recomendada, pode-se distinguir, com muita facilidade, uma primeira zona, de aproximadamente 20,0 mm, apresentando camadas paralelas à superfície, onde a porosidade predominante é a de poros fissurais.

Ambas as camadas foram conseqüências diretas do sistema de preparo do solo, o qual deixou a superfície do solo descoberto sujeito à ação desagregadora das gotas de chuva, corroborando com os resultados obtidos por outros autores (Anjos et al., 1994; Casanellas et al., 1994; Vieira & Souza, 1997; Rezende, 1997) que afirmaram que quanto mais intenso for o preparo, maiores as alterações nas condições estruturais do solo. Entretanto, um fato que deve ser ressaltado, é que as lâminas delgadas relativas aos tratamentos com maiores doses de lodo, independentemente da fonte, apresentam um incremento do selamento superficial, com o aumento da dose de lodo de esgoto.

Neste caso, uma das considerações que poderia justificar o aumento do selamento superficial decorrente da adição de doses crescentes de lodo, se basearia no fato de que a presença do polieletrólito acrescentado ao lodo aceleraria a desidratação do solo nas parcelas com maiores doses de lodo, não permitindo, assim, que o processo de reestruturação do solo procedesse adequadamente. Tsutiya (2001), analisando as características físicas do lodo de esgoto, afirmou que o "Tempo de Sucção Capilar" (TSC) do lodo apresenta, geralmente, valores típicos menores do que 10 s. Lodos sem condicionamento, ou condicionados com cal, apresentam valores de TSC variando entre 10 s e maiores do que 100 s. O TSC é um parâmetro determinado em laboratório e que permite conhecer a taxa de desidratação do lodo quando condicionado com polímero eletrolítico catiônico.

Um outro parâmetro importante é o Índice de Suporte Califórnia (ISC), que mede a resistência de um solo compactado a suportar pressões quando em condições saturadas ou não. De acordo com os resultados obtidos

Micromorfologia da Camada Superficial de Solo Tratado com Lodo de Esgoto

por Tsutiya (2001), os lodos condicionados com polímeros apresentam baixo ISC (< 3), resultando em baixa capacidade portante, ou seja, sofrem maior deformação sob pressão, em relação a outros lodos condicionados com cal e/ou cloreto férrico, quando estão na sua umidade ótima.

Ocorreram, ainda, outras duas alterações significativas em relação à trama do solo e, também, em relação ao tamanho dos microagregados, quando se comparou os tratamentos testemunha com os tratamentos que receberam lodo de esgoto nas maiores doses.

Nos tratamentos em que o lodo foi incorporado com enxada rotativa houve uma redução drástica do tamanho dos microagregados, que apresentaram um tamanho médio da ordem de 0,4 mm, enquanto que no solo sob mata, os agregados alcançaram valores médios em torno de 20 mm.

Quanto à porosidade, pode-se afirmar que ocorreu uma mudança nos interagregados no solo sob mata, em relação àqueles submetidos às diferentes doses de lodo. Inicialmente, observou-se um decréscimo da macroporosidade, nos tratamentos em que o sistema de manejo envolveu o uso de implementos agrícolas, com e sem adição de lodo. A porosidade, que era predominantemente de poros interagregados, como canais, cavidades, câmaras e vesículas na mata, passou a ser de poros fissurais na superfície (região com encrostamento superficial) e poros de arrançamento (ou empilhamento), em sub-superfície, nos demais tratamentos com lodo. Esses resultados concordam com os alcançados por Marsili et al. (1998), que verificaram alterações da macroporosidade, principalmente dos poros alongados na camada superficial devido ao número de vezes que se passou o trator e, com Pagliai et al. (1998), que identificaram formação de crostas superficiais devido ao impacto das gotas de chuva no solo sem vegetação em função do tipo de preparo do solo.

Em relação à trama, verificou-se que, no solo sob mata, ela foi predominantemente classificada como trama porfírica densa em toda a extensão das lâminas delgadas analisadas. Entretanto, em todas as parcelas onde foram usados os implementos agrícolas para o preparo do solo, a trama alterou-se para a trama enáulica, por vezes até quitônica.

Em termos gerais, os fundos matriciais de todas as lâminas analisadas foram constituídos de plasma, esqueleto e poros em proporções variadas entre a mata e os demais tratamentos. Não foi descrita a parte referente ao esqueleto, pois não foram observadas diferenças desse atributo entre as lâminas dos diversos tratamentos e da mata. Além disso, o material foi considerado autóctone. Em todas as lâminas delgadas não foram identificadas feições pedológicas do tipo: cutãs, subcutãs e cristalárias, as quais estão mais relacionadas com a pedogênese do que com as alterações antrópicas decorrentes do uso dos implementos agrícolas.

Considerações finais

- As lâminas delgadas confirmaram a presença de selamento superficial que aumenta desde o tratamento testemunha absoluta até o tratamento com oito vezes a dose de lodo de esgoto recomendada.

- O preparo do solo foi o responsável pela mudança da trama porfírica, no solo sob a mata, para enaúlica e quitônica nas parcelas cultivadas.

- A porosidade tubular e fissural inter e intragregados, no solo sob mata, alterou-se para a de empilhamento, atingindo, nas doses maiores de lodo, uma porosidade do tipo planar.

Referências

ASUNCIÓN USÓN, R.M.P. Effects of tillage and management practices on soil crust morphology under a Mediterranean environment. **Soil & Tillage Research**, v.54, p.191-196, 1999.

ANJOS, J.T.; UBERTI, A.A.A.; VIZZOTTO, V.J.; LAITE, G.B.; KRIEGER, M. Propriedades físicas em solos diferentes sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, p.139-145, 1994.

BREWER, R. **Fabric and mineral analysis**. New York: Robert E. Krieger Publishing Company, 1976. 482p.

Micromorfologia da Camada Superficial de Solo Tratado com Lodo de Esgoto

BULLOCK P.; FEDOROFF, N.; JONGERIUS, A.; STOPPS, G.; TURSINA, T. **Handbook of soil thin section description**. London: Waine Research Publications, 1985. 152p.

CASANELLAS, J.P.; REGUERIN, M.L.A.; LABURU, C.R. de. **Edafología para la agricultura y el medio ambiente**. Estudios de suelos en el laboratorio. 2.ed. Madri: Mundi-Prensa, 1999. cap.4, p.55-74.

JONGERIUS, A. The role of micromorphology in agricultural research. In: BULLOCK, J.; MURPHY, C.P. (Ed.). **Soil micromorphology: Techniques and applications**. Madison: A.B. Academic Publishers, 1983. v.1, p.111-138.

MARSILI, A.; SERVADIO, P.; PAGLIAI, M.; VIGNOZZI, N. Changes of some physical properties of a clay soil following passage of rubber- and metal-tracked tractors. **Soil & Tillage Research**, v.49, p.185-199, 1998.

McINTIRE, D.S. Soil splash and formation of surface crust raindrop and over land flow. **Soil Science**, v.85, p.261-266. 1958.

PAGLIAI, M. Effects of different management practices on soil structure and surface crusting. **Soil Micromorphology**, p.415-421, 1987.

PAGLIAI, M.; VIGNOZZI, N. Use of manure for soil improvement. In: WALLACE, A.; TERRE, R.E. (Ed.). **Handbook of soil conditioners: substances that enhance the physical properties of soil**. New York: Marcel Dekker, 1998. cap.4, p.119-139.

PAULA N.; YAMAMOTO, J.K.; TOGNON, A.A. Seções delgadas de solos: método de impregnação com resina plástica Araldite. **Boletim IG-USP, Publicação Especial**, v.9, p.193-196, 1991.

REZENDE, J.O. Compactação e adensamento do solo, metodologia para avaliação e práticas agrícolas recomendadas. (Compact disc) In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. **Anais...** Rio de Janeiro: SBCS, 1997.

SCHAEFER, C.E.G.R.; SOUZA, C.M.; VALLEJOS, M.F.J.; VIANA, J.H.M.; GALVÃO, J.C.C.; RIBEIRO, L.M. Características da porosidade de um argissolo vermelho-amarelo submetido a diferentes sistemas de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.765-769, 2001.

TSUTIYA, M.T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; ALÉM

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. cap.4, p.89-131.

VIEIRA, L.B.; SOUZA, C.M. de. **Curso de Engenharia e Manejo de Irrigação: Módulo 7 - Mecanização em áreas irrigadas**. Brasília: ABEAS; Viçosa: UFV, Departamento de Engenharia Agrícola, 1997. 213p.

10

Selamento Superficial em Latossolo Vermelho Distroférico Tratado com Lodo de Esgoto

José Ronaldo de Macedo; Luiz Fernando Pires; Manoel Dornelas de Souza; Klaus Reichardt e Osny Oliveira Santos Bacchi

Introdução

O encrostamento e/ou selamento superficial do solo é uma modificação física específica na superfície do solo, apresentando uma camada fina com alta densidade e com feições laminares, associada ou não a uma camada de argila dispersa justamente abaixo da superfície (Baver et al., 1973 e Radcliffe et al., 1991). Sombroek (1985), porém, faz uma distinção entre encrostamento superficial e selamento superficial. De acordo com este autor, a crosta superficial é uma capa que pode ter espessura variando de alguns milímetros a alguns centímetros (0,5 a 2,0 cm). É extremamente compacta, dura, quebradiça, formando fendas (ranhuras e rachaduras) no solo e apresentando baixa permeabilidade à água e ao ar, do que o material subjacente. Apresenta estrutura laminar e uma grande porosidade vesicular. Já o selamento superficial é uma capa mais delgada (1 a 5 mm) de espessura, muito densa e dura quando seca, com baixa porosidade e não forma fenda, não deixando de ser, contudo, uma crosta de superfície. As vezes, produz um sistema de fissuras horizontais que provoca descontinuidade entre a crosta e a camada subjacente.

Esse fenômeno tem sido enfatizado na pesquisa micromorfológica. Jongerius (1985) observou três tipos denominados de: selamento superficial (ou diruconcentração), selamento interno (ou saturoconcentração) e selamento interno seguido de microerosão (abruconcentração). Os dois primeiros ocorrem com muita freqüência em terras aráveis e hortícolas que apresentam fraca ou moderada estabilidade em camadas cultivadas.

De acordo com Baver et al. (1973), Pagliai & Vignozzi, (1998), Casanellas et al. (1999), Vieira & Souza (1997) e Rezende (1997), a superfície de selamento é uma formação de crosta devido ao impacto direto das gotas de chuva sobre o solo descoberto, seja após as operações de preparo do solo ou nos estádios iniciais de crescimento da cultura e a subsequente destruição parcial dos agregados da superfície. Esse processo ocorre independentemente da granulometria, tendo maior efeito em solos com altos teores de argila e silte, promovendo, assim, a dispersão do silte e da argila em suspensão, seguida pela lavagem e sedimentação dessas partículas e/ou fragmentos de agregados para dentro dos vazios dos torrões. Nesses solos, o selamento ou crosta superficial, pode, usualmente, exibir uma clara orientação paralela à superfície.

Além da energia de impacto das gotas da chuva na superfície do solo, o efeito hidratante dessas gotas desintegram o agregado, causando sua destruição e a liberação da partículas do solo que a formavam, seguindo-se a dispersão e a orientação das partículas mais finas que infiltram com a água e entopem os poros. No processo de secagem, há formação de uma fina camada endurecida que, quando seca, apresenta-se mais compactada, dura, quebradiça e pouco rugosa. A crosta do solo, assim formada, adquire uma capa superior delgada, com aproximadamente 0,1 mm de espessura e permeabilidade 2000 vezes menor do que a da camada inferior não afetada, ou seja, que não sofreu os efeitos do impacto das gotas. Uma segunda camada surge, logo abaixo da primeira, formada pelas partículas que são arrastadas pela água e que, também, entopem os poros, apresentando então permeabilidade 200 vezes menor do que a da camada inferior não afetada pelo selamento (McIntire, 1958).

Influência dos fatores climáticos

Sabe-se que não somente a quantidade mas, também, a intensidade das chuvas (expressa pela sua energia cinética) atingindo diretamente a superfície descoberta do solo, são os fatores preponderantes na formação do selamento superficial. Roth (1992) relata que tanto a quantidade, como a intensidade das chuvas são elevadas na América do Sul,

Selamento Artificial em Latossolo Vermelho Distroférico Tratado com Lodo de Esgoto

particularmente em regiões com pronunciada estação definida de distribuição de chuvas.

Dornelas de Souza (1985) descreve que as características da chuva que afetam a infiltração da água no solo, e conseqüentemente o processo de selamento superficial e erosão são o tipo, intensidade, duração e freqüência. O tipo de chuva diz respeito ao momento em que ocorre a intensidade máxima de precipitação (pico). Quando a máxima precipitação ocorre no final da chuva (pico atrasado) o solo encontra-se saturado ou próximo à saturação. Quanto à duração da chuva, quando essas chuvas são de longa duração, o solo atinge a saturação e sua capacidade de infiltração de água é reduzida. A freqüência das chuvas está relacionada com a manutenção do solo saturado ou próximo à saturação por longos períodos de tempo, ou mesmo, provocar a elevação do lençol freático até superfície.

Na natureza, à medida que aumenta a intensidade das chuvas, a distribuição de tamanho de gotas altera-se, elevando a percentagem de gotas de maior diâmetro. A velocidade terminal das gotas também aumenta com o aumento do diâmetro das mesmas, elevando-se, assim, a sua energia de impacto. Com o aumento da energia cinética, em função do aumento da intensidade da chuva, o colapso dos agregados na superfície do solo é maior. O selamento se forma mais rapidamente e tem sua condutividade progressivamente reduzida.

Nesse sentido, Denardin & Freitas (1982) avaliaram a intensidade das chuvas, envolvendo as relações entre duração e período de retorno de 80 cidades no Brasil. De acordo com os resultados, chuvas com intensidades maiores do que 60 mm h^{-1} têm um período de retorno a cada 10,8 anos, porém, podem ser esperados períodos de 5 a 20 para as regiões sudeste e central do Brasil, onde a agricultura é mais intensiva.

Diversos autores (Ellison, 1944; Mannering 1967; Edward & Larson; 1969 e Moldenhouer & Kemper;1969), comparando os efeitos da intensidade, da duração e do número de eventos de chuvas simuladas na formação do encrostamento superficial, em vários solos, verificaram que os solos diferem quanto a suscetibilidade a formação de crosta e que a textura é o fator primordial. Observaram que, dependendo da intensidade da chuva (30

a 70 mm h^{-1}), havia a formação de crosta a partir de 10 minutos de precipitação, chegando a demorar até 90 minutos. Em alguns casos, com apenas uma chuva o processo já ocorria.

A cobertura do solo está diretamente relacionada com o tipo de preparo do solo, e este último, com a rugosidade superficial e selamento superficial (Silva, 1985). Este autor afirma que a cobertura do solo depende intimamente do preparo do solo e manejo de plantas e resíduos.

O grau de mobilização do solo por um determinado conjunto de operações de preparo confere à superfície do solo uma determinada rugosidade. Essa rugosidade influencia a quantidade de água que pode ficar retida nas depressões durante e após um evento de chuva. O aumento da rugosidade, associado a um bom manejo dos restos culturais, protegendo ainda que parcialmente a superfície do solo, pode aumentar bastante o tempo de empoçamento da água da chuva na superfície deste. As pequenas depressões formadas pela rugosidade retêm por mais tempo a água empoçada na superfície, retardando o início do escoamento. A velocidade de escoamento superficial e a energia cinética do escoamento são reduzidas e, em consequência, é menor o poder de arraste e dispersão dos agregados pela enxurrada. Além disso, quanto mais rugoso, menor a taxa de selamento em função do tempo transcorrido (Silva, 1985).

Roth (1992) frisa que devido aos atributos físicos e químicos da maioria dos solos que ocorrem no Brasil e na América do Sul (Oxisolos), esses solos não são propensos ao selamento e encrostamento. Entretanto, as suas distribuições geográficas situam-se nas regiões com maiores intensidades de chuvas, tanto que a relativa estabilidade dos agregados ao selamento, pode ser compensada pela alta energia das chuvas. Portanto, é de se esperar que o selamento venha a ser um problema sério nas regiões onde os solos são mais susceptíveis a ocorrência desse fenômeno.

Ainda segundo Roth (1992), os solos de textura franca arenosa e areia franca, independentemente da sua classificação pedológica, apresentam um alto risco ao selamento. Tais condições são encontradas, principalmente, na região Sudeste do Brasil, mais especificamente no noroeste do Paraná e oeste de São Paulo.

Selamento Artificial em Latossolo Vermelho Distroférico Tratado com Lodo de Esgoto

De acordo com Baver (1973) antes que as partículas do solo estejam efetivamente cimentadas, elas devem estar próximas entre si. Se essas partículas são de textura argilosa, o sistema apresentará maior área de superfície específica e, portando, apresentará maior probabilidade de realizar grandes números de contatos por unidade de volume do sistema. Estes números de contatos dependerão, também, do tamanho, forma e distribuição e do acondicionamento e ordenamento das partículas. Em um dado material, o acondicionamento é uma variável física que está sujeita a mudanças e manipulação. A água, bem como a natureza e a concentração dos eletrólitos dissociados nela, são particularmente importantes para o ordenamento espacial final das partículas dos solos na condição de encrostamento.

Um requisito essencial à formação da crosta é se ter, inicialmente, uma condição saturada ou próxima da saturação. Como a água é removida pela drenagem e/ou evaporação, a pressão nos poros com água aumenta negativamente. Se a camada superficial consiste de agregados estáveis na água, esta drena rapidamente para os poros maiores entre os agregados e a subsequente evaporação resulta em incremento negativo da pressão dos poros de água dentro dos agregados que, por sua vez, levam as partículas a permanecerem juntas nos agregados. Se, por um lado, a camada da superfície consiste de agregados que mitigam em água, os grandes poros se desintegram sobre o umedecimento e a distribuição do tamanho dos poros é restringida e alterada para uma fração mais fina. O efeito combinado da redução do tamanho dos poros, promovendo uma alta pressão negativa dos poros de água e do aumento do número de pontos de contato contribuem para aumentar a formação de ligações (Baver, 1973 e Uehara & Jones, 1974).

Na fração mais argilosa, a natureza dos cátions absorvidos e a concentração e composição dos eletrólitos nos poros com água afetam o acondicionamento das partículas e o arranjo estrutural do solo. Já os solos sódicos são mais suscetíveis ao encrostamento devido ao fato de suas partículas estarem realmente dispersas, tornando-se compactadas sob o efeito compressivo da pressão negativa dos poros.

O aumento da força iônica da solução do solo comprime a camada difusa, diminuindo, então, as forças repulsivas entre as partículas. Quando essas forças são, finalmente, excedidas pelas forças atrativas inicia-se a floculação das argilas. Tal processo pode ser confirmado quando ocorre a remoção de sais de sódio dos solos salinos, sem um significativo fornecimento de cálcio em substituição ao sódio no complexo de troca; com isso, é comum o aparecimento da crosta.

A ação mecânica da água também influencia a distribuição espacial das partículas de chuva no encrostamento. A ação do impacto das gotas de chuva ou turbulência pode ocasionar elevação (salpicamento) das partículas maiores se concentrarem justamente abaixo da superfície.

A estratificação horizontal é uma das causas comuns do encrostamento do solo. Estresses impostos à superfície do solo durante a secagem, bem como a sua distribuição, em última instância, controlam o número e a distribuição de planos de ruptura na crosta. Se o sistema é heterogêneo e anisotrópico e a água evapora rapidamente, a ponto de gerar um gradiente de estresse, sendo que tendem a se desenvolver planos de falência no ponto onde o gradiente é excessivo. Nos sistemas heterogêneos é normal o surgimento de rachaduras paralelas à superfície, como consequência do encrostamento.

Hsu (1963) demonstrou que ocorrem tensões de estresses concentradas nas interfaces de dois materiais diferindo, grandemente, na elasticidade. Isso sugere que solos não homogêneos que atingem acondicionamentos mecânicos e de floculação química desiguais, influenciam não só o estresse, mas também sua distribuição durante o processo de secagem, que, no final, determinam as características do encrostamento (Uehara & Jones, 1974).

Agentes cimentantes

Os agentes cimentantes do solo são os elementos ou substâncias químicas que agem nos processos de agregação e de endurecimento, reversíveis ou não, das camadas e/ou horizontes (pans) do solo, como os fragipans, duripans,

Selamento Artificial em Latossolo Vermelho Distroférico Tratado com Lodo de Esgoto

bandas de ferro e podzóis. Eles podem ser caracterizados de diferentes formas e que possibilitam conhecer: 1) em que extensão o agente cimentante é solúvel em água; 2) se as fases sólidas e dissolvidas estão em equilíbrio; 3) se o agente cimentante é cristalino ou não; 4) se a fase sólida seca irreversivelmente ou se re-hidrata e re-dissolve sobre ciclos de umedecimento; 5) se a fase dissolvida existe como íons-pares, ou como moléculas dissolvidas; 6) se a fase dissolvida precipita como partículas dispersas ou como recobrimentos nas superfícies dos minerais e; 7) se o cimento pode adquirir carga na fase sólida.

Os materiais cimentantes amorfos são sólidos, com curta variação de ordem, ou seja, com poucas camadas laminares, e particularmente, efetivos como agentes cimentantes devido a sua habilidade em formar interfaces curvas sólido-ar e, então, produzir ângulos de contatos definitivos com outros sólidos. Diferente dos sólidos cristalinos, os géis amorfos, que no estado inicial da formação da crosta, podem fluir, espalhar ou fundir. Quando o solo está saturado de água, os géis costumam, de fato, se comportar como um líquido viscoso, mas sob desidratação, tornam-se corpos duros e elásticos. Essa capacidade de trocar reversivelmente de um líquido viscoso newtoniano para um sólido-elástico hookiano, em um simples ciclo de secagem promove, em parte, as feições essenciais do encrostamento. Fazendo-se uma analogia com o cimento da construção civil, o agente cimentante deve, em última instância, transformar-se de um líquido viscoso para um sólido elástico (Uehara & Jones, 1974).

Sílica (sílica amorfa)

Apresenta alta solubilidade na água, variando de mais de 300 mg kg⁻¹ de SiO₂, em solos fortemente alcalinos, a menos de 1 mg kg⁻¹ nos latossolos, sendo sua natureza particularmente importante para definir o grau de solubilidade em que se encontra. Quando ocorre como corpo de sílica opaca, tipo Fitólitos, comporta-se de forma semelhante a outras partículas rígidas, mas, se ocorrer como gel viscoso, capaz de fluir e coalescer sob estresse compressivo da pressão de água nos poros, torna-se um efetivo agente cimentante.

Nas terras das regiões áridas e semiáridas sob irrigação, a sílica é, provavelmente, o maior agente cimentante, enquanto nos trópicos úmidos, os cristais de silicato de alumínio e de sesquióxidos são as causas prováveis de endurecimento e de encrostamento. Crostas irreversíveis nas lateritas parecem estar associadas com a inabilidade dos géis dos sesquióxidos em reabsorver água, após desidratadas. Sílica gel pode reabsorver água, mesmo quando seca (Uehara & Jones, 1974).

Sesquióxidos amorfos e silicato de Alumínio

Os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio são extremamente insolúveis na faixa de pH encontrado no solo. Os estudos que explicam a química de superfície dos óxidos fundamentam-se no Ponto de Carga Zero (PCZ), que para os óxidos corresponde ao pH entre 8,0 e 9,1 e na carga dependente de pH. Abaixo do PCZ os óxidos e hidróxidos possuem carga negativa. As evidências dos dados sugerem que os óxidos de ferro não atuam como agentes cimentantes no solo enquanto não formarem uma matriz contínua, ou seja, não exercem ação cimentante quando ocorrem como corpos discretos (Greenland et al., 1968 e Jones & Uehara, 1973). Esses autores revelam que, diferente dos óxidos de ferro, os silicatos amorfos de alumínio formam um revestimento contínuo sobre todas as partículas. É evidente que os sesquióxidos amorfos e os alumínio silicatados atuam como camadas de recobrimento. Embora essas partículas recobertas possam ser dispersas por sonificação, elas, contudo, refloculam imediatamente quando a energia sônica é removida, indicando a existência de uma rede de forças atrativas entre as partículas. A dissolução do recobrimento por fervura em álcalis (Na_2CO_3 ou NaOH) causa dispersão. O endurecimento e a permanência da crosta de laterita, provavelmente, deve-se aos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio que ocorrem como uma matriz contínua. Essas feições de sesquióxidos têm levado a crer que o óxido de ferro livre é um importante agente cimentante em todos os solos.

As novas evidências sugerem, agora, que a efetiva ligação entre partículas ocorre quando um agente cimentante forma uma matriz contínua

através do sistema. Essas ligações se dão entre o cimento e as partículas recobertas.

Matéria orgânica

A agregação é um processo pelo qual partículas primárias se ligam conjuntamente, dentro de compostos unitários de tamanhos variados e o encrostamento é uma forma de agregação. O estado inicial da mistura do material orgânico, antes do secamento, tem influência decisiva nas condições superficiais do solo em seguida ao secamento (Cegarra, 1983).

De acordo com Novotny & Martin-Neto (1999), determinadas substâncias desenvolvem cargas elétricas na superfície, quando em contato com um meio polar. Os possíveis mecanismos de geração dessas cargas podem ser a ionização (no caso das substâncias húmicas) e a adsorção ou dissociação de íons. A ionização, no caso das substâncias húmicas, é o mecanismo mais importante, devido à existência de grupamentos carboxílicos e fenólicos em sua estrutura.

A estabilidade da dispersão baseia-se no fato de que há um balanço entre a repulsão das cargas da dupla camada elétrica entre partículas coloidais e a interação atrativa das forças de van der Waals entre essas partículas. Os processos de floculação e coagulação dependem da espessura da dupla camada elétrica (ou difusa) e da força do meio. Em camadas finas e em função das elevadas forças iônicas, surge um segundo mínimo de energia potencial que estabiliza os agregados, floculando as partículas coloidais; porém o processo é reversível, pois redispersa por agitação. Quando as partículas se aproximam o suficiente, até o mínimo primário, ocorre a coagulação das partículas em um processo de agregação irreversível.

Em relação ao efeito agregante das substâncias húmicas, Novotny & Martin-Neto (1999) descrevem que estas são substâncias anfotéricas, ou seja, suas moléculas contêm tanto grupos polares como os carboxílicos e os fenólicos, quanto grupos apolares, como a maioria dos grupos alifáticos e aromáticos não substituídos. Essa composição confere às substâncias húmicas,

o caráter tenso-ativo, podendo formar monocamadas orientadas com os grupos polares voltados para um sentido e os apolares para o outro.

As substâncias húmicas podem se ligar à fração mineral do solo por meio de cátions polivalentes (Canellas et al., 1999). Os grupos ácidos reativos distribuem-se por toda a macromolécula e, dessa forma, a ligação com cátions polivalentes pode ocorrer com diferentes partículas de argila, simultaneamente. Como resultado, aumenta-se a agregação das partículas do solo. Essa adsorção não somente une as partículas de argila, mas também orienta a porção hidrofóbica das substâncias húmicas para o lado externo do agregado, reduzindo a infiltração de água e aumentando a estabilidade do solo (Piccolo & Mbagwu, 1994).

Efeitos deletérios do selamento superficial

Sob condições de: tipo; granulometria; teores de matéria orgânica do solo; clima; cultura e manejo, diversos autores relatam que os problemas agrônômicos de encrostamento ou selamento superficial são muito antigos, e que em todos os trabalhos há predomínio dos efeitos deletérios nas propriedades físicas do solo (Jongerius, 1983; Pagliai et al., 1983; Kooistra & Siderus, 1985; Sombroek, 1985; Pla, 1985; Roth 1992 e Pagliai & Vignozzi, 1998).

Tais efeitos referem-se: 1) a perda de água da chuva, em termos de água do solo devido à redução da permeabilidade de água e ao escoamento superficial; com isso, o tempo de empoçamento da água na superfície é reduzido provocando aumento do volume de enxurrada, o que favorece a erosão do solo, tanto laminar como por sulco em pendentes com diversas declividades; 2) ao impedimento mecânico à germinação de sementes e à emergência das plântulas; 3) a falta de aeração e troca gasosa, justamente abaixo da superfície de encrostamento, retardando o desenvolvimento das raízes; 4) às injúrias provocadas às plantas devido ao empoçamento; 5) a força excessiva necessária para as operações de cultivo; e 6) a necessidade de repetição dos mesmos. A relação entre os macroporos e a microporosidade é alterada com predominância da microporosidade.

Selamento Artificial em Latossolo Vermelho Distroférico Tratado com Lodo de Esgoto

Sombroek (1985) cita, porém, alguns casos em que o encrostamento pode ser positivo, tais como: proteção contra a erosão eólica, as vezes hídricas; distribuição mais econômica da água de irrigação e armazenamento de água nos países do oeste da África.

Pagliai et al. (1983) e Pagliai & Vignozzi (1998) afirmam que o encrostamento do solo pode ser reduzido ou prevenido pela utilização de rejeitos orgânicos tratados das cidades, entre eles, o lodo de esgoto. Essa ação é devida a adição de matéria orgânica que melhora as propriedades físicas, como estabilidade de agregados e porosidade do solo reduzindo o efeito do impacto direto da gota d'água da chuva na superfície do solo, pela presença de fragmentos da matéria orgânica. Segundo os autores, a matéria orgânica ajudaria a quebrar o encrostamento superficial, com redução da compactação e melhoria das taxas de absorção de água.

As características físicas das crostas ou selamento superficiais podem ser estabelecidas por meio de estudos de microscopia óptica em lâminas delgadas, pelo estudo de microscopia eletrônica de varredura e por meio de ensaios de módulo de ruptura, já que com um valor de 27 kPa, a maioria das plantas não chega a emergir e, com módulos de ruptura inferiores a 10 kPa, não haverá problemas de emergência (Casanellas et al., 1999a),

Pla (1998) enfatiza que a análise da gênese do selamento e/ou encrostamento superficial é fundamental para a compreensão de um dos processos de erosão do solo. O escoamento superficial induzido pelo selamento e/ou encrostamento superficial não somente ressalta esse problema, mas também, refere-se à perda de água para o estoque de água disponível às plantas na zona das raízes, causando períodos de déficit hídrico, dependendo do solo, da profundidade das raízes e do regime de chuvas podendo resultar em decréscimos de produção.

Roth (1992) conclui que o selamento e/ou encrostamento superficial tem sido reconhecido como um problema sério. No Brasil, as regiões agrícolas com esses problemas são as mais mecanizadas e estão localizadas em áreas com altas intensidades de precipitação. Nessas

condições, solos com maiores resistências ao selamento, facilmente formarão selos devido a intensidade das chuvas. Oxisols argilosos, com altos conteúdos de matéria orgânica e óxidos de ferro e alumínio, requerem altas energias da chuva para que ocorra o selamento. Por outro lado, solos com texturas mais arenosas nos horizontes superficiais, principalmente os Ultisols, com baixa estabilidade dos agregados devido ao baixo conteúdo de argila e às reduzidas quantidades de matéria orgânica são, geralmente, os solos mais sujeitos ao selamento. No Estado de São Paulo, em concordância com a afirmativa de Roth (1992), o selamento superficial tem sido verificado logo após o preparo do solo num experimento instalado em Latossolo Vermelho distroférico no município de Jaguariúna. Este fato pode estar associado ao sistema de preparo do solo com aração e gradagem, seguida da passada da enxada rotativa para incorporação do lodo de esgoto, deixando o solo sem proteção contra os efeitos prejudiciais da chuva, já que, de acordo com Baver (1973), Morin & Beneamini (1977), Agassi et al. (1981), Rezende (1997) e Vieira & Souza (1997), o selamento superficial é devido aos processos de desagregação do solo pelo impacto direto das gotas das chuvas, causando o salpicamento das partículas e posterior entupimentos dos poros superficiais.

Silva & Kato (1997), trabalhando em solos do Cerrado brasileiro sob ação de dois tipos de manejo, o tradicional (duas arações e uma gradagem) e a semeadura direta, os quais foram submetidos a cinco períodos de chuva simulada (0; 2; 5; 10 e 20 minutos) com energia cinética média de $29 \text{ t.m ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, observaram que a resistência aos agregados do solo à energia cinética e, conseqüentemente a dificuldade à formação do selamento superficial foi maior nos solos sob vegetação de Cerrado nativa do que nas áreas cultivadas. Foi observado, ainda, que a condutividade hidráulica do solo saturado, sob a ação da energia cinética das gotas da chuva, apresentou dois estágios. O primeiro caracterizado por uma forte diminuição na condutividade hidráulica e o segundo estágio, por uma lenta diminuição deste atributo.

Material e Métodos

Densidade do solo

Coletaram-se três amostras por parcela na camada superficial do solo (profundidade de 0 a 5 cm), após o quarto plantio do milho e nove amostras de solo sob mata natural. A determinação da densidade do solo na área do selamento superficial foi feita por tomografia computadorizada e via transmissão de raios gama. Das cento e oito amostras indeformadas que foram coletadas na camada superficial, 12 foram analisadas por meio da Tomografia Computadorizada (Fig. 1) e 96 só por meio da transmissão de raios gama.

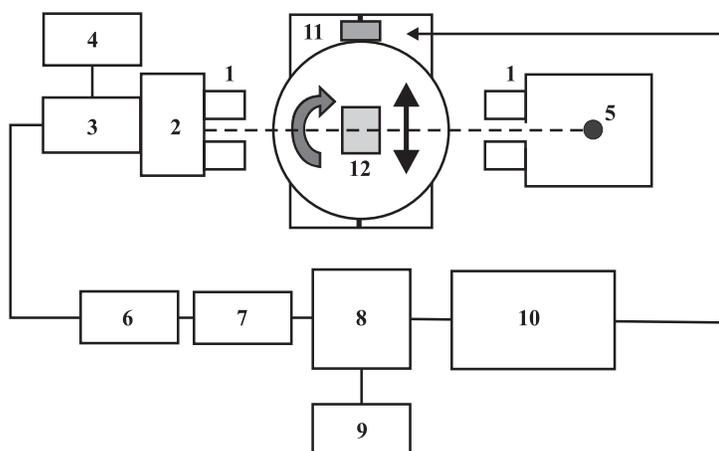


Fig. 1. Diagrama esquemático do tomógrafo de primeira geração. (1) colimadores; (2) NaI(Tl) detector; (3) tubo fotomultiplicador; (4) unidade de alta tensão; (5) fonte de ^{137}Cs ; (6) amplificador; (7) analisador monocanal; (8) contador; (9) temporizador; (10) microcomputador; (11) motor de passada e (12) amostra de solo.

As imagens foram obtidas por meio de tomógrafo de primeira geração, com arranjo fonte-detector fixo e movimentos translacional e rotacional da amostra. A fonte radioativa utilizada foi a do Césio 137 (Cs^{137}), com uma atividade de 74×10^8 Bq e detector de cintilação sólida de iodeto de sódio (NaI(Tl)) de $3'' \times 3''$, acoplado a um tubo fotomultiplicador. Colimadores de chumbo de 1×10^{-3} m foram colocados na saída da fonte e na entrada do detector

para evitar a contabilização de radiações espalhadas. A aquisição de dados e os movimentos de rotação e translação da amostra foram controlados por meio de interfaces acoplados a um programa de computador (PC-Windows). Os procedimentos estão descritos com maiores detalhes em Pires et al. (2002).

A calibração do tomógrafo foi feita por meio da correlação entre os coeficientes lineares (μ) de diferentes materiais, pelo método de transmissão de raios gama e as respectivas unidades tomográficas (UT) (Naime, 2001; Cássaro, 1994). As imagens tomográficas das amostras de solo foram adquiridas de planos verticais cortando o centro das amostras. Os valores de UT das amostras foram então convertidos para valores de densidade do solo (ρ_s) e a partir daí, foram construídos os perfis de densidade do solo, utilizando-se a equação 1.

$$\rho_s = \frac{UT}{\alpha(\mu_s^* + \mu_w^* \theta)} \quad (1)$$

Em que: μ_s e μ_w são os coeficientes de massa do solo e da água; α é o coeficiente de correlação entre os coeficientes de atenuação linear e as UT e θ é o conteúdo de água ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$).

O método de transmissão de raios gama foi utilizado para investigar a variação média da densidade do solo, em três diferentes profundidades (0,3; 0,5 e 1,2 cm) da superfície do solo. Colimadores circulares, com diâmetros de 1,0 mm, foram acoplados em ambas as fontes e o detector e o posicionamento das amostras foi mantido os mesmos a fim de permitir que o feixe de raios gama atravessasse a linha central das amostras. Para o método de transmissão de raios gama, a densidade do solo foi calculada segundo a equação (2), considerando o seu conteúdo de água volumétrico (θ):

$$I = I_0 \cdot \exp(-\mu \cdot x) = I_0 \cdot \exp(-\mu^* \cdot \rho \cdot x) \quad (2)$$

Em que: I_0 e I são as taxas de feixe de fótons incidente e emergente, respectivamente; μ (cm^{-1}) é o coeficiente de atenuação linear que mede os fótons adsorvidos ou retro espalhados por unidade de comprimento enquanto interagem com a amostra; $\mu^* = \mu/\rho$ ($\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$) é o coeficiente de atenuação de massa e ρ (g cm^{-3}) é a densidade do material atravessado.

Selamento Artificial em Latossolo Vermelho Distroférico Tratado com Lodo de Esgoto

A calibração do tomógrafo foi realizada utilizando materiais de diferentes coeficientes de atenuação linear. As unidades tomográficas e os respectivos coeficientes de atenuação estão explícitos nas Figuras 2 e 3. Os valores dos coeficientes de atenuação linear obtidos dos diferentes materiais utilizados para calibração, bem como os valores dos coeficientes de atenuação de massa do solo ($\mu_s^* = 0.00836 \text{ m}^2 \cdot \text{Kg}^{-1}$) e água ($\mu_w^* = 0.00850 \text{ m}^2 \cdot \text{Kg}^{-1}$) estão em concordância com os encontrados na literatura pertinente (Fante Junior et al., 2000; Ferraz & Mansell, 1979).

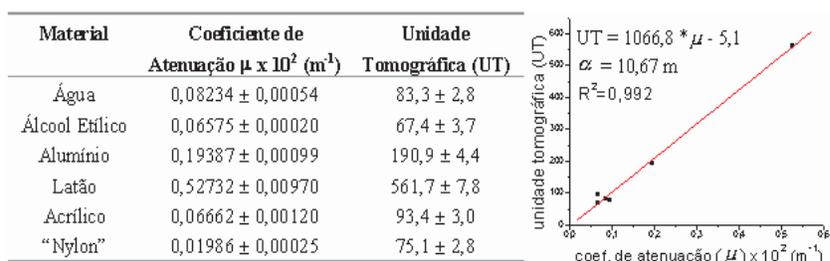


Fig. 2. Calibração do Tomógrafo Computadorizado para fótons gama (^{137}Cs). Valores médios dos coeficientes de atenuação linear (μ) e das unidades tomográficas (UT) das amostras utilizadas para calibrar o tomógrafo de raios gama.

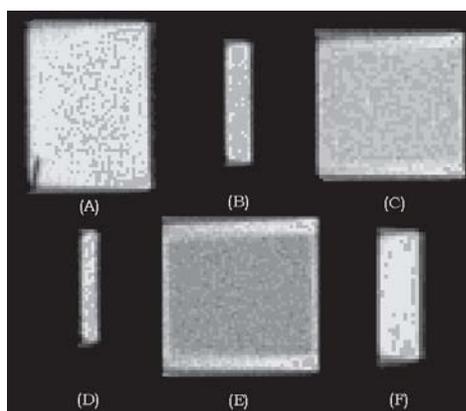


Fig. 3. Imagens tomográficas dos materiais utilizados na calibração do tomógrafo: (A) alumínio; (B) acrílico; (C) água; (D) nylon; (E) álcool e (F) latão.

Resultados e Discussão

Analisando as Figuras 4 e 5, pode-se observar que, a medida em que há um incremento da dose de lodo, a densidade do solo na superfície das amostras aumenta, assumindo valores maiores do que aqueles obtidos em profundidade, principalmente, para os tratamentos 2N, 4N e 8N. O método de transmissão de raios gama permitiu observar que a densidade do solo na superfície do mesmo é significativamente maior do que os valores obtidos nas outras duas profundidades. Este fato sugere, conforme se observa na Figura 4, que o incremento do selamento superficial seja uma ação combinada do preparo do solo, com aração e gradagem, seguido da passagem da enxada rotativa e do resíduo aplicado.

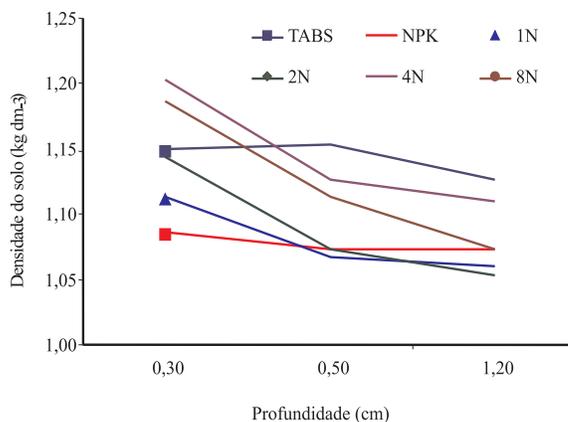


Fig. 4. Análise das densidades do solo, por meio de transmissão de raios gama, para três profundidades (0.3, 0.5 e 1.2 cm), com diferentes tratamentos de lodo de esgoto (TABS- testemunha absoluta, NPK- adubação mineral, 1N- dose de lodo com N igual a NPK, 2N- dose de lodo com N duas vezes maior que NPK, 4N- dose de N quatro vezes maior que NPK e 8N- dose de lodo igual a oito vezes o N de NPK). Média geral incluindo os lodos de Franca e Barueri

Selamento Artificial em Latossolo Vermelho Distroférico Tratado com Lodo de Esgoto

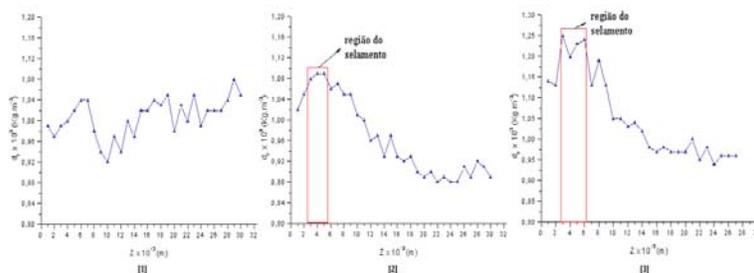


Fig. 5. Gráfico do perfil de densidade para [1] amostra testemunha absoluta, [2] e [3] amostras com níveis distintos de lodo (4N e 8N respectivamente). Média dos lodos de Franca e Barueri.

Além disso, os resultados indicaram que a adição de lodo pode estar influenciando no incremento do selamento superficial, principalmente, nas doses de 4N e 8N. Algumas hipóteses podem ser levantadas para explicar tal efeito. O efeito cimentante da matéria orgânica (Canellas et al., 1999 e Novotny & Martin-Neto, 1999), associado aos efeitos de repelência dos compostos orgânicos de alto peso molecular, do tipo ceras, óleos e outros (Marciano, 1999); o uso de polímeros durante o processo de tratamento do lodo de esgoto nas ETEs de Barueri e Franca (Tsutiya, 2001) e os altos conteúdos de sílica, ferro e alumínio em extrato de saturação, que são, sabidamente, agentes cimentantes do solo (Karanthanas, 1987; Thompson et al. 1996; Boulet et al., 1998).

Analisando a Tabela 1, pode ser verificado que os cilindros C1 e C2 apresentam densidades médias de selamento superficial, significativamente maiores, na camada com selamento superficial (ρ_{ss}) do que em relação à densidade do solo em toda a amostra (ρ_s), exceto para aquelas amostras relativas aos tratamentos testemunha absoluta e controle NPK, que não receberam aplicações de lodo de esgoto e para as quais os valores ρ_{ss} e ρ_s foram similares.

Tabela 1. Valores médios da densidade do solo apresentando selamento (r_s) e densidade do solo (r_s) para dois cilindros (C1 e C2) das amostras de solos com doses crescentes de lodo de esgoto de Franca e Barueri.

| Tratamento | $\bar{\rho}_{ss} \times 10^3$ | $\bar{\rho}_s \times 10^3$ | kg dm^{-3} | $\bar{\rho}_{ss} \times 10^3$ | $\bar{\rho}_s \times 10^3$ |
|-------------|-------------------------------|----------------------------|---------------------|-------------------------------|----------------------------|
| | C1 | C1 | | C2 | C2 |
| <i>Tabs</i> | 1,00 ± 0,02 | 1,01 ± 0,04 | | 1,16 ± 0,04 | 1,14 ± 0,10 |
| <i>NPK</i> | 0,99 ± 0,02 | 1,01 ± 0,07 | | 1,06 ± 0,01 | 1,01 ± 0,06 |
| <i>1N</i> | 1,08 ± 0,02 | 0,96 ± 0,07 | | 1,14 ± 0,02 | 1,03 ± 0,10 |
| <i>2N</i> | 1,06 ± 0,01 | 1,00 ± 0,12 | | 1,16 ± 0,02 | 0,97 ± 0,11 |
| <i>4N</i> | 1,01 ± 0,01 | 0,92 ± 0,06 | | 1,18 ± 0,06 | 0,94 ± 0,10 |
| <i>8N</i> | 1,23 ± 0,02 | 1,05 ± 0,10 | | 1,04 ± 0,03 | 0,94 ± 0,09 |

* TABS- testemunha absoluta, NPK - adubação mineral, 1N- dose de lodo com N igual a NPK, 2N - dose de lodo com N duas vezes maior que NPK, 4N - dose de N quatro vezes maior que NPK e 8N - dose de lodo igual a oito vezes o N de NPK. médias de 2 amostras por tratamento.

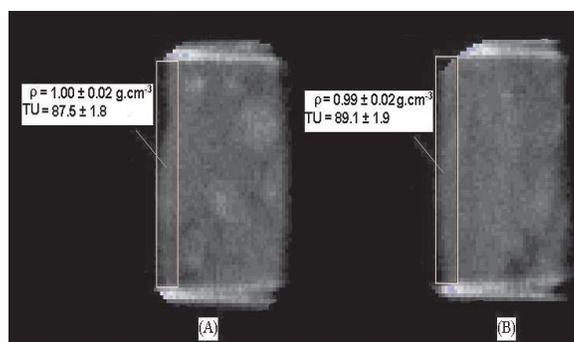


Fig. 6. Imagens tomográficas apresentando valores médios de UT e na região de selamento superficial (cilindros C1): amostras testemunha absoluta (A) e controle NPK (B).

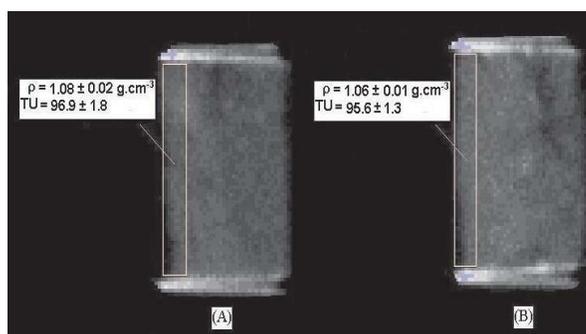


Fig. 7. Imagens tomográficas apresentando valores médios de UT e na região de selamento superficial (cilindros C1): amostras 1N (A) e 2N (B). (1N- dose de lodo com N igual a NPK, 2N- dose de lodo com N duas vezes maior que NPK)

Selamento Artificial em Latossolo Vermelho Distroférico Tratado com Lodo de Esgoto

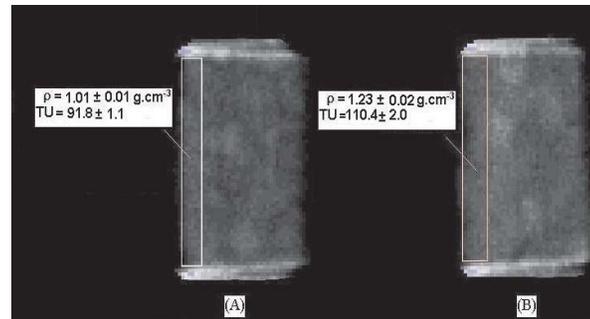


Fig. 8. Imagens tomográficas apresentando valores médios de UT e na região de selamento superficial (cilindros C1): amostras 4N (A) e 8N (B). (4N- dose de N quatro vezes maior que NPK e 8N- dose de lodo com N igual a oito vezes o N de NPK).

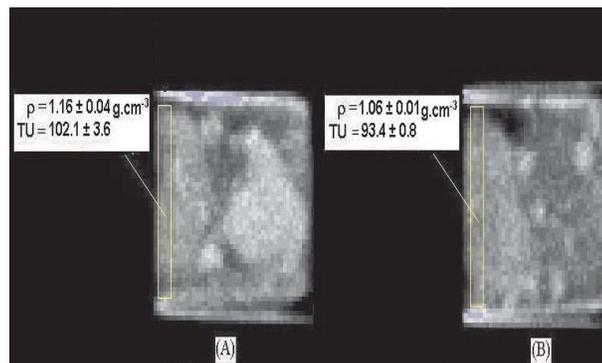


Fig. 9. Imagens tomográficas apresentando valores médios de UT e na região de selamento superficial (cilindros C2): amostras testemunha absoluta (A) e controle NPK (B).

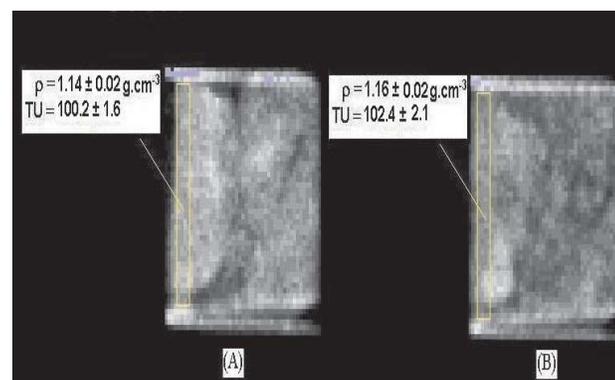


Fig.10. Imagens tomográficas apresentando valores médios de UT e na região de selamento superficial (cilindros C2): amostras 1N (A) e 2N (B). (1N- dose de lodo com N igual a NPK, 2N- dose de lodo com N duas vezes maior que NPK).

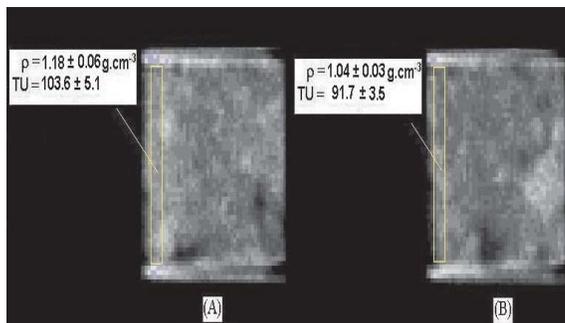


Fig. 11. Imagens tomográficas apresentando valores médios de UT e na região de selamento superficial (cilindros C2): amostras 4N (A) e 8N (B). (4N- dose de N quatro vezes maior que NPK e 8N- dose de lodo com N igual a oito vezes o N de NPK).

As imagens tomográficas das Figuras 6 e 9 mostram os valores de densidade média ($\bar{\rho}$) e das unidades tomográficas (UT) para os tratamentos testemunha absoluta e NPK, nas regiões onde, possivelmente, está ocorrendo o processo de selamento superficial. Os valores médios das densidades de solo dessas amostras para as possíveis regiões de selamento, quando comparadas com a densidade média de toda a amostra indicam a ausência do selamento nesses tratamentos.

As Figuras 7, 8, 10 e 11 representam amostras que receberam lodo de esgoto como fertilizante nas taxas de 1N, 2N, 4N e 8N a dose recomendada. Pelas análises das densidades dos perfis, é possível observar valores de r significativamente maiores na camada superficial, quando comparados com os valores médios de densidade do solo de toda a amostra. Os resultados obtidos para a r_{ss} (Figuras 7, 8, 10 e 11) e r_s , confirmam a existência de selamento na região superficial do solo.

Finalmente, por meio da análise da imagem tomográfica foi possível estimar a espessura do encrostamento superficial do solo, que variou entre 2 mm a 4 mm.

Efeito do selamento na emergência de plântulas

A Figura 12 mostra o número de plântulas que emergiram durante os anos agrícolas de 2000/2001 e 2001/2002. Nela, são visualizados os efeitos

Selamento Artificial em Latossolo Vermelho Distroférico Tratado com Lodo de Esgoto

provocados pelo sistema de preparo do solo, associados às altas precipitações. Verifica-se que no plantio referente ao período de 2000/2001, o número de plântulas emergidas por tratamento não diferiu estatisticamente, ficando em torno de sete por metro linear. Analisando os dados diários das precipitações ocorridas no período (Tabela 2), nota-se a ocorrência de chuva de $42,24 \text{ mmdia}^{-1}$, seis dias antes do plantio, que foi efetuado em 31/10/2001. Dois dias após o plantio houve chuva de $11,82 \text{ mmdia}^{-1}$, só voltando a chover entre os dias 12 e 14 ($41,23 \text{ mm}$) e 17 e 18/11/2001 ($142,34 \text{ mm}$).

Apesar das grandes quantidades de chuvas verificadas nos meses de outubro ($122,6 \text{ mm}$) e novembro ($245,5 \text{ mm}$), a formação do encrostamento superficial só ocorreu após a emergência das plântulas, não afetando, assim, o estande final nas parcelas experimentais.

No ano agrícola de 2001/2002, foram realizados dois plantios devido a baixa emergência das plântulas (Fig. 12). O primeiro plantio foi realizado no dia 19/10/2001, dois dias após precipitações de $12,5 \text{ mmdia}^{-1}$ e de $5,0 \text{ mmdia}^{-1}$ (dias 16 e 17/10, respectivamente). Quatro dias após o plantio (dias 21 e 23/10) ocorreram precipitações da ordem de 22 mm e $36,75 \text{ mmdia}^{-1}$, respectivamente e, como resultado, observou-se a formação da crosta superficial no solo, antes da emergência das plântulas. A consequência foi uma redução significativa do número de plantas por metro linear que variou entre 3,09 a 4,62 (Fig. 12), Um fato interessante a ser ressaltado é que a maior taxa de emergência ocorreu nas parcelas com as maiores doses de lodo, principalmente nas referentes aos tratamentos 8N. Isto pode ser justificado pelo efeito de rachaduras ocorridas na superfície do solo, gerando pontos de fraqueza por onde as plântulas emergiram.

O replantio foi efetuado em 01/11/2001, sendo que no dia 04/11 choveu $10,5 \text{ mm}$, só voltando a chover maiores quantidades, nos dias 13 ($29,75 \text{ mmdia}^{-1}$); 14 (13 mmdia^{-1}) e 15/11 (35 mmdia^{-1}), provocando o aparecimento do selamento superficial, porém as plântulas já tinham emergido. Neste caso, a taxa de emergência variou entre 4,71 e 5,53 (Fig. 12). O aumento da taxa de emergência das plântulas apresentou diferenças estatisticamente significativas entre o primeiro plantio de 2001 e o segundo, principalmente para as parcelas testemunha absoluta e NPK, não sendo observadas, entretanto, diferenças

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

estatísticas significativas relativa à emergência entre os tratamentos no segundo plantio. Pelos dados da Tabela 2, pode-se verificar que o selamento superficial surgiu com o aumento da quantidade de chuva sobre o solo sem cobertura vegetal, influenciando assim, a taxa de emergência. Outro dado interessante observado é que a quantidade total de chuva (outubro choveu 238,2 mm e novembro 155,7 mm) serve como um indicativo do risco de selamento superficial.

Apesar dos dados de precipitação terem sido obtidos por pluviômetro, foi possível associar a formação do selamento superficial com a quantidade e a época de ocorrência das mesmas, ou seja, o selamento ocorreu nos dois anos analisados, estando sempre associado às maiores quantidades de chuva.

Tabela 2. Dados relativos ao plantio e precipitações (ppt) ocorridos no período outubro/novembro/2000 e outubro/novembro 2001.

| Outubro 2000 | | Novembro 2000 | | Outubro 2001 | | Novembro 2001 | |
|--------------|--------------|---------------|-------------|--------------|--------------|---------------|--------------|
| Dia | Ppt (mm/dia) | dia | Ppt(mm/dia) | dia | Ppt (mm/dia) | dia | Ppt (mm/dia) |
| 05 | 33,70 | 02 | 11,82 | 02 | 123,40 | 01 | Replantio |
| 06 | 6,63 | 12 | 18,36 | 08 | 18,48 | 04 | 10,50 |
| 12 | 40,00 | 13 | 1,50 | 09 | 15,12 | 12 | 29,75 |
| 25 | 42,24 | 14 | 21,37 | 16 | 12,50 | 13 | 13,00 |
| 31 | Plantio | 17 | 62,87 | 17 | 5,00 | 14 | 35,00 |
| | | 18 | 79,47 | 19 | Plantio | 19 | 32,00 |
| | | 21 | 28,42 | 20 | 22,00 | 23 | 20,00 |
| | | 23 | 10,56 | 23 | 36,75 | 30 | 15,40 |
| | | 25 | 20,12 | | | | |
| Total | 122,60 | | 254,50 | | 238,20 | | 155,70 |

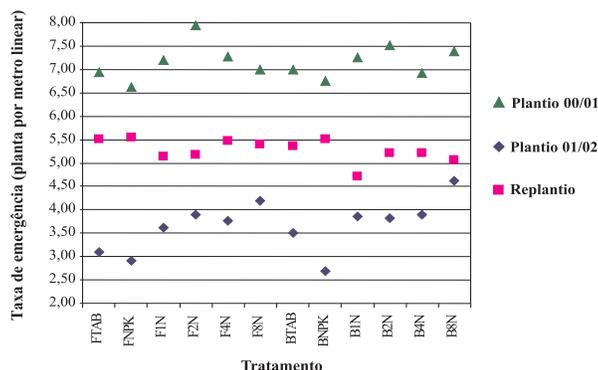


Fig. 12. Taxa de emergência das plântulas de milho nos anos de 2000/2001 e 2001/2002.

Considerações Finais

As técnicas utilizadas para estudar o selamento superficial do solo, mostraram-se eficientes, porém, a altura das amostras foi super dimensionada. Amostras com menores alturas podem melhorar a eficiência do método. A utilização da tomografia computadorizada utilizada de forma isolada é suficiente para fazer o estudo do selamento superficial. O lodo de esgoto incorporado ao solo com enxada rotativa age como cimentante, facilitando o surgimento de crosta e aumentando sua espessura, com conseqüente interferência negativa na germinação de sementes.

Referências

AGASSI, M.; SHAINBERG, I.; MORIN, J. Effect of electrolyte concentration and soil sodicity on infiltration rate and crust formation. **Soil Science Society of America Journal**, v.45, p.848-851, 1981.

BAJRACHARYA, R.M.; COGLE, A.L.; LAL, R.; RAO, L.P.C.; SMITH, G.D. YULE, D.F. Surface crusting as a constraint to sustainable management on a tropical alfisol. 1. Soil physical properties. **Journal of Sustainable Agriculture**, v.4, p.25-44, 1996.

BAVER, L.D.; GARDNER, W.J.; GARDNER, W.R. **Física de solos**. 4.ed. México, DF: Union Tipografica Editorial Hispano Americana, 1973. 529p.

BOULET, R.; FRITSCH, E.; FILIZOLA, H.F.; ARAUJO FILHO, J.C.; LEPRUN, J.C.; BARRETO, F.; BALAN, E.; TESSIER, D. Iron bands, fragipans and duripans in the Northeastern plateaus of Brazil: properties and genesis. **Canadian Journal of Soil Science**, v.78, p.519-530, 1998.

CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Reações da matéria orgânica no solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo - Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. cap.5, p.69-89.

CASANELLAS, J.P.; REGUERIN, M.L.A.; LABURU, C.R. de. **Edafología para la agricultura y el medio ambiente**. Estudios de suelos en el laboratorio. 2.ed. Madri: Mundi-Prensa, 1999. cap.4, p.55-74.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

CASANELLAS, J.P.; REGUERIN, M.L.A.; LABURU, C.R. de. **Edafología para la agricultura y el medio ambiente**. Estructura del suelo y propiedades relacionadas. 2.ed. Madri: Mundi-Prensa, 1999. cap.11, p.237-272.

CÁSSARO, F.A.M. **Tomografia de dupla energia simultânea para caracterização física de um meio poroso deformável**. 1994. 119p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

CEGARRA, J. Utilização e manejo de lodos de águas residuales urbanas con fines agrícolas: solos ecuatoriales, materia orgánica do solo. **Revista de la Sociedad Colombiana de la Ciencia do Solo**, v.12, n.1, p.151-173, 1983.

DENARDIN, J.E.; FREITAS, P.L. de. Características fundamentais da chuva no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.17, p.1409-1416, 1982.

DORNELAS DE SOUZA, M. **Infiltração de água em Lotossolo Roxo**. 1985. 133p. Dissertação (Mestrado) – UFRGS, Porto Alegre, RS.

EDWARD, W.W.; LARSON, E.E. Infiltration of water into soil as influenced by surface seal development. **Transactions of the ASAE**, v.12, p.463-465. 1969.

ELLISON, W.D. Studies of raindrop erosion. **Agricultural Engineering**, v.25, p.131-136, 181-182, 1944.

FANTE JÚNIOR, L.; OLIVEIRA, J.C.M.; BASSOI, L.H.; VAZ, C.M.P.; MACEDO, A.; BACCHI, O.O.S.; REICHARDT, K. Evaluation of a soil compaction as concerned to land use. In: EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Agricultural tomography**. São Carlos: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2000. p.125-130.

FERRAZ, E.S.B.; MANSELL, R.S. **Determining water content and bulk density of soil by gamma-ray attenuation methods**. Gainesville: University of Florida, 1979. 51p. (Technical Bulletin, 807).

GREENLAND, D.J.; OODES, J.M.; SHERWIN, T.W. Electron microscope observations of iron oxides in some red soils. **Journal of Soil Science**, v.19, p.123-126. 1968.

HSU, T.T.C. Mathematical analysis of shrinkage stresses in a model of hardened concrete. **Journal of the American Concrete Institute**, v.60, p.371-389, 1963.

JONGERIUS, A. The role of micromorphology in agricultural research. In: BULLOCK, J.; MURPHY, C.P. (Ed.). **Soil micromorphology**. Techniques and applications. Madison: A.B. Academic Publishers, 1983. v.1, p.111-138.

Selamento Artificial em Latossolo Vermelho Distroférico Tratado com Lodo de Esgoto

KARANTHANASIS, A.D. Solution chemistry of fragipans: thermodynamic approach to understanding fragipan formation. In: SMECH, N.E.; CIOLKOSZ, E.J. (Ed.) **Fragipans: their occurrence, classification, and genesis**. Madison: SSSA, 1989. cap.7, p.113-140.

KOOISTRA, M.J.; SIDERIUS, W. Micromorphological aspects of crust formation in a savanna climate under rainfed subsistence agriculture. In: SYMPOSIUM FLANDERS RESEARCH CENTER FOR SOIL EROSION AND SOIL CONSERVATION, Ghent, Belgium, 1985. **Proceedings...** Ghent, 1985. p.9-17.

MANNERING, J.V. **The relationships of some physical and chemical properties of soil to surface sealing**. 1967. 207p. Ph. D. Dissertation - Purdue University.

MARCIANO, C.R. **Incorporação de resíduos urbanos e as propriedades físico-hídricas de um Latossolo Vermelho Amarelo**. 1999. 93p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

McINTIRE, D.S. Soil splash and formation of surface crust raindrop and over land flow. **Soil Science**, v.85, p.261-266. 1958.

MOLDENHOUER, W.C.; KEMPER, W.D. Interdependence of waterdrop energy and clod size on infiltration and clod stability. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.33, p.297-301. 1969.

MORIN, J.; BENYAMINI, Y. Rainfall infiltration into bare soils. **Water Resources Research**, v.13, p.813-817, 1977.

NAIME, J.M. **Um novo método para estudos dinâmicos, *in situ*, da infiltração da água na região não-saturada do solo**. 2001. 146p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

NOVOTNY, E.H.; MARTIN-NETO, L. Propriedades coloidais da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. cap.4, p.42-67.

PAGLIAI, M.; LA MARCA, M.; LUCAMANTE, G. Micromorphological investigation of the effect of sewage sludge applied to soil. In: BULLOCK, J.; MURPHY, C.P. (Ed.) **Soil micromorphology**. Madison: A.B. Academic Publishers, 1983. v.1, p.219-224.

PAGLIAI, M.; VIGNOZZI, N. Use of manure for soil improvement. In: WALLACE, A.; TERRE, R.E. (Ed.). **Handbook of soil conditioners: substances that enhance the physical properties of soil**. New York: Marcel Dekker, 1998. cap.4, p.119-139.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

PIRES, L.F.; MACEDO, J.R.; DORNELAS DE SOUZA, M.; BACCHI, O.O.S.; REICHARDT, K. Gamma-ray computed tomography to characterize soil surface sealing. **Applied Radiation and Isotopes**, v.57, n.3, p.375-380, 2002.

PLA, I. A routine laboratory index to predict the effects of soil sealin on soil and water conservation. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE ASSESSMENT OF SOIL SURFACE SEALING AND CRUSTING, 1985, Ghent, Belgium. **Proceedings...** Ghent: ISSS; AISS; IBG, 1985. p.154-162.

RADCLIFFE, D.E.; WEST, L.T.; HUBBARD, R.K.; ASMUSSEN, L.E. Surface sealing in coastal plains loamy sands. **Soil Science Society of America Journal**, v.55, p.223-227, 1991.

REZENDE, J.O. Compactação e adensamento do solo, metodologia para avaliação e práticas agrícolas recomendadas. (Compact disc) In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. **Anais...** Rio de Janeiro: SBCS, 1997.

ROTH, C.H. Soil sealing and crusting in tropical South America. In: SUMMER, M.E.; STEWART, B.A. (Ed.). **Soil crusting: chemical and physical processes**. Saint Louis: Lewis Publishers, 1992. p.267-299.

SILVA, C.L.; KATO, E. Effect of superficial sealing on the saturated hidraulic conductivity of the surface a soil under "cerrado". **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.32, p.213-220, 1997.

SOMBROEK, W.G. Introduction to the subject. Assessment of soil surface sealing and crusting. In: SYMPOSIUM FLANDERS RESEARCH CENTER FOR SOIL EROSION AND SOIL CONSERVATION, Ghent, Belgium, 1985. **Proceedings...** Ghent, Belgium, 1985. p.1-7.

THOMPSON, C.H.; BRIDGES, E.M.; JENKINS, D.A. Pans In humus podzols (humods and aquods) in coastal Southern Queensland. **Australian Journal of Soil Research**, v.34, p.161-182, 1982.

TSUTIYA, M.T. Características de bio sólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; ALÉM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. **Bio sólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. cap.4, p.89-131.

UEHARA, G.; JONES, R.C. Bonding mechanisms for soil crusts: Part I. Particle surfaces and cementing agents. In: CARY, J.W.; EVANS, D.D. (Ed.). **Soil crusts**. Tucson: University of Arizona, Agricultural Experiment Station, 1974. 58p.

Selamento Artificial em Latossolo Vermelho Distroférico Tratado com Lodo de Esgoto

VIEIRA, L.B.; SOUZA, C.M. de. **Curso de Engenharia e Manejo de Irrigação: Módulo 7 - Mecanização em Áreas Irrigadas.** Brasília: Abeas; Viçosa: UFV, Departamento de Engenharia Agrícola, 1997. 213p.

11

Atributos Físicos e Hídricos em Solo Tratado com Lodo de Esgoto

José Ronaldo de Macedo; Manoel Dornelas de Souza; Klaus Reichardt e Osny Oliveira Santos Bacchi

Introdução

Resultados de pesquisa sobre os efeitos do lodo de esgoto nas propriedades físicas do solo, já existem na literatura pertinente. Eles mostram que esses efeitos são causados, principalmente, pela grande quantidade de matéria orgânica nele presente (Bernardes, 1982). Após a incorporação de lodo de esgoto, as propriedades físicas como: densidade, porosidade, capacidade de retenção de água, estabilidade dos agregados, compactação superficial (selamento), resistência à penetração, infiltração da água, condutividade hidráulica e capacidade térmica do solo, podem sofrer alterações favoráveis ou não (Epstein, 1975; Moraes, 1990; Logan & Harrison, 1995; Logan et al., 1996; Marciano, 1999; Bettiol & Camargo, 2000).

Alguns autores (Cegarra (1983), Gupta et al. (1977), Martens & Frankenberger (1992), Navas et al., (1998) e Aggelides & Londra (2000)) verificaram uma diminuição da densidade em função do conteúdo de matéria orgânica, após aplicação de lodo de esgoto, em solos com classes texturais distintas, sendo que nos de textura arenosa, o efeito foi mais pronunciado. Outros autores ainda [Mbagwu & Piccolo (1990) e Martens & Frankenberger (1992)] observaram que, além da diminuição na densidade, houve, ainda, uma elevação na estabilidade dos agregados do solo em água.

Martens & Frankenberger (1992) sugeriram que a diminuição da densidade do solo, sobre as aplicações orgânicas iniciais, foi resultado do efeito da diluição dos materiais orgânicos adicionados com menor densidade

do que o da fração mineral. O efeito da diluição, provavelmente, tem influência na diminuição da densidade do solo em virtude da inclusão de grandes quantidades de corretivos orgânicos nas amostras indeformadas. Porém, adições posteriores de matéria orgânica não induziram grandes decréscimos na densidade do solo, fato que pode ser conseqüência da maior rapidez na taxa de decomposição de certos resíduos orgânicos. Foi verificado, ainda, que a decomposição da matéria orgânica foi, notavelmente, menor na primeira aplicação do que na segunda. A diminuição da incorporação orgânica no solo resultou em maiores diferenças medidas entre os tratamentos orgânicos. Isso pode ter ocorrido em função do clima frio, durante os meses de inverno, baixando a decomposição microbiológica dos corretivos e permitindo, assim, uma maior permanência no solo. Ainda, de acordo com eles, foi observado que todos os materiais orgânicos agem positivamente no decréscimo da densidade do solo, incluindo o lodo de esgoto.

A adição de lodo de esgoto melhora a agregação e incrementa a porosidade total do solo (Cegarra, 1983; Navas et al., 1998; Aggelides & Londra, 2000), ainda que a agregação diminua com o tempo à medida em que a matéria orgânica do solo se mineraliza. A matéria orgânica do lodo de esgoto, juntamente com as partículas do solo, liga-se formando agregados, exercendo um efeito significativo na estrutura do solo, reduzindo a sua densidade e incrementando a porosidade e a distribuição de poros (Gupta et al., 1977). Como conseqüência, ocorre o aumento das taxas de infiltração e reduções das perdas de água e de solo por escoamento superficial.

Quanto às propriedades de transmissão da água, Kumar et al. (1985) afirmaram que, se o solo, a princípio, já possui propriedades favoráveis ao rápido caminhamento da água, seja por apresentar uma boa estrutura, seja por possuir uma textura arenosa, não haverá incrementos significativos naquelas. Os mesmos autores, trabalhando com solo arenoso, encontraram reduções marcantes no coeficiente de penetração, na infiltração horizontal acumulada e na condutividade hidráulica do solo saturado $K(\theta)$, em função de adições de materiais orgânicos. A máxima redução da $K(\theta)$ foi verificada na aplicação do lodo industrial (93%), sendo, também, elevada para os

outros resíduos (82% para esterco de curral, 78% para adubo verde e 62% para lodo de esgoto).

Wong & Ho (1991) concluíram que a capacidade de retenção de água aumenta conforme a dose de lodo de esgoto, graças a diminuição na densidade do solo e ao aumento da porosidade. A condutividade hidráulica do solo saturado $K(q)$, que também está relacionada com sua porosidade, aumenta com a adição de matéria orgânica (MO). O aumento na $K(q)$ deve-se ao aumento no tamanho dos poros e também ocorre estabilização das paredes dos poros ocasionada pelos cátions polivalentes, do lodo de esgoto, tornando-as mais resistentes ao movimento da água. Esta ação estabilizante diminui quando a mineralização ocorre. No final, há o colapso dos vazios e a $K(q)$ diminui.

Muitas vezes, elevadas taxas de adição de lodo, ou outro material orgânico, são necessárias para induzir mudanças estatisticamente significativas na condutividade hidráulica do solo saturado (Jacobowitz & Steenhuis, 1984; Wei et al., 1985). Logan et al. (1996), mesmo aplicando 25% (à base de massa) de lodo de esgoto, puro ou tratado com o resíduo gorduroso "Olestra", não obtiveram efeitos significativos sobre a $K(q)$, independentemente da textura do solo. Já outros autores (Epstein, 1975; Gupta et al. 1977; Chang et al, 1983; Wei et al., 1985 e Marciano, 1999) obtiveram valores maiores para $K(q)$ nas parcelas tratadas com lodo, em comparação com as parcelas testemunhas, numa ampla faixa de textura.

Por outro lado, Wong & Ho (1991) observaram uma diminuição no conteúdo de água no solo com a aplicação crescente de lodo. A explicação para esse fato é que a adição de lodo aumentou a porosidade total do solo, principalmente dos macroporos que não são os espaços vazios responsáveis pelo estoque de água e por isso, ocorreu a redução da capacidade de retenção de água. Este fato, porém, beneficiaria o crescimento das plantas pelo incremento da aeração do solo e redução do risco de inundação, demonstrando que a interpretação dos , bem como sua importância, devem ser específicos a cada situação.

Metodologia

As metodologias de coletas e análises das amostras de solo do ano agrícola de 2001/2002 estão descritos em Klute (1986) e em Embrapa (1997). Todas as amostras foram coletadas após a colheita do milho.

As doses de lodo de esgoto utilizadas estão apresentadas no capítulo 1, sendo que no presente estudo foi amostrado solo de quatro safras.

Densidade do solo

A densidade do solo (ρ_s) é, por definição, a razão entre a massa dos sólidos (m_s) e o volume total (V_T) da amostra indeformada. Para determiná-la, amostras indeformadas de solo foram coletadas com anel de Kopeck, com borda bixelada, e volume interno de 50 cm^3 , segundo Lemos & Santos (1996). A coleta ocorreu em três etapas: na primeira etapa coletaram-se 5 amostras de solo por parcela experimental, na profundidade de 3 – 8 cm, logo abaixo da camada com selamento superficial. Na segunda e terceira etapas, coletaram-se 3 amostras por parcela experimental na camada superficial do solo (profundidade de 0 a 5 cm) e nove amostras de solo sob mata natural. Nas amostras determinaram-se a densidade do solo, sendo que as referentes às duas últimas coletas houve a determinação da densidade do solo na área do selamento superficial (via tomografia computadorizada e via transmissão de raios gama), a porosidade, a curva de retenção de água (CRA) e a condutividade hidráulica do solo saturado.

Densidade do solo via anel volumétrico

A densidade do solo ρ_s (kgdm^{-3}) foi obtida dividindo-se a massa da amostra indeformada (m_a) pelo volume ocupado (V_T) (equação 1). A ρ_s considerada foi a média de 15 e 9 amostras, respectivamente da primeira e das duas últimas coletas.

$$\rho_s = m_a / V_T \quad (1)$$

Porosidade total

A porosidade total do solo (α) representa uma medida do espaço poroso, ou seja, é um índice que quantifica a fração do volume do solo ocupada pelos poros, que pode ser determinada por meio da quantificação da percentagem de saturação da amostra em volume, conforme Embrapa (1997) (Equação 2).

$$\alpha = \frac{V_p}{V} = \frac{V_{ag} + V_{ar}}{V} = \frac{V - V_s}{V} \rightarrow (m^3 m^{-3}) \quad (2)$$

Com a definição de densidades de partículas e do solo, é possível se obter a seguinte expressão para o cálculo da porosidade, denominada calculada (Equação 3).

$$\alpha = (1 - \rho_s / \rho) \quad (3)$$

Macro e microporosidade

Foram determinadas pelo método da mesa de tensão. As amostras saturadas foram pesadas e colocadas na mesa com potencial de 0,006 MPa. Após o equilíbrio, as amostras foram pesadas, antes e depois de ir a estufa a 105°C. Considerando-se a densidade da água igual a 1, o volume ocupado pela mesma é igual, em número, a sua massa, então:

$$(m_{\text{água}} \times 100) / V_{\text{anel}} = \text{porosidade de interesse} \quad (4)$$

Ou seja, utilizando-se a massa de água encontrada entre a saturação e o equilíbrio a 0,006 MPa, tem-se a macroporosidade, e com a massa de água encontrada entre o equilíbrio e o peso seco tem-se a microporosidade.

Curva de retenção de água no solo

As amostras de solo, inicialmente saturadas por 48 horas, foram colocadas em contato com a superfície da placa porosa, também saturada. Em seguida, o conjunto (amostras e placa) foi disposto no interior da câmara e submetido a uma determinada pressão, maior que a atmosférica, promovendo a expulsão de uma fração do volume de água do solo, cuja energia de retenção foi menor do que a pressão aplicada. Após a completa expulsão da água, atingiu-se uma nova situação de equilíbrio, que, submetida à pressão (h) aplicada e registrada em um manômetro, representou o valor do potencial mátrico ψ_m associado à água retida no solo. Nas amostras coletadas, conforme o item anterior, foram determinados os seguintes potenciais: 0,01; 0,033; 0,1 MPa.

Para se determinar a água retida no potencial de 0,006 e 0,01 MPa foi utilizada a mesa de tensão, e nos potenciais maiores empregou-se o método da “panela de pressão” de Richards, utilizando a placa de cerâmica de 0,1 MPa, conforme descrito em Hillel et al. (1972) e Kiehl (1979).

Condutividade hidráulica do solo saturado

A condutividade hidráulica $K(q)$ do solo saturado com carga constante (Green et al., 1986 e Embrapa, 1997) foi determinada no laboratório do Departamento de Física de Solos do CENA/USP. Foram realizadas 118 determinações, correspondentes a três repetições de cada uma das 36 parcelas experimentais, mais nove amostras de solo sob mata nativa. Essas determinações foram feitas nos anéis de Kopeck.

Taxa de infiltração de água no solo

Foram realizados 39 testes de infiltração, *in situ*, no ano agrícola de 2001/2002 (quarto plantio), (Embrapa, 1997). Os testes foram efetuados no centro de cada parcela experimental, numa área de 1 m², delimitada com folhas de flandes. No centro de cada uma dessas áreas foi instalado um tubo de acesso para acompanhamento do umedecimento do solo. Adicionalmente, foram efetuados três testes de infiltração numa área sob mata nativa próxima

Atributos Físicos e Hídricos em Solo Tratado com Lodo de Esgoto

ao experimento, de modo a se obter uma referência do solo sem qualquer tipo de manejo. As leituras com a sonda de nêutrons foram realizadas antes e após cada teste de infiltração. Após os testes de infiltração, essas áreas foram cobertas com plástico preto e, diariamente, foram feitas leituras com a sonda durante dez dias e, depois, semanalmente, durante seis semanas.

Resultados e discussão

Os dados da Tabela 1 expressam os valores médios de densidade dos solos obtidos após o quarto cultivo, pelos métodos do anel volumétrico, de atenuação de raios gama e de tomografia computadorizada. As observações referentes à densidade do solo via, anel volumétrico, corresponderam à média de nove anéis, por tratamento. Já os dados obtidos com a transmissão de raios gama corresponderam a média de nove anéis por profundidade (0,3, 0,5 e 1,2 cm). Finalmente, os dados de tomografia computadorizada corresponderam a média de três amostras por tratamento.

Tabela 1. Densidades médias de solo obtidas por meio de três diferentes métodos, em função da aplicação de doses de lodo de esgoto de Franca e de adubação mineral.

| Tratamento | T ABS | NPK | 1 N | 2 N | 4 N | 8 N |
|----------------------------|---------------------|------|------|------|------|------|
| Método | kg dm ⁻³ | | | | | |
| Anel Volumétrico | 1,04 | 1,09 | 1,02 | 1,05 | 1,07 | 1,01 |
| Raios Gama | 1,14 | 1,08 | 1,08 | 1,09 | 1,15 | 1,12 |
| Tomografia computadorizada | 1,10 | 1,00 | 1,05 | 1,02 | 1,02 | 1,09 |

As doses de lodo foram calculadas tendo como base o teor de nitrogênio nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha sem aplicação de lodo (TABS) e fertilização mineral(NPK) recomendada para o milho.

Os valores médios da densidade do solo não diferiram em relação aos três métodos utilizados. De fato, esses valores médios situaram-se em torno de 1,07 kg dm⁻³, variando de 1,00 a 1,15 kg dm⁻³ (Tabela 1).

Os resultados obtidos são contraditórios em relação aqueles encontrados na literatura pertinente, que afirmam que a adição de matéria orgânica no solo diminui a densidade do solo (Gupta et al., 1977; Mbagwu & Piccolo, 1990; Martens & Frankenberger, 1992).

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

Após a quarta aplicação consecutiva, os resultados da densidade do solo (Tabela 2) mostraram que a aplicação de lodos, proveniente das duas Estações de Tratamentos de Esgotos (ETEs), não promoveu alterações significativas neste atributo físico, o que se contrapõe a maior parte da literatura científica sobre o assunto. Este fato deve ser entendido como um efeito prejudicial, tanto do preparo do solo (aração + gradagem), quanto da incorporação do lodo de esgoto com a enxada rotativa, que conseguem neutralizar possíveis benefícios com a aplicação da matéria orgânica oriunda do lodo. Os resultados descritos na literatura sobre os efeitos da aplicação de resíduos orgânicos no solo, relatam que a aplicação de matéria orgânica ao solo promove uma melhoria de sua estrutura e, como conseqüência, uma redução da densidade (Gupta et al., 1977; Cegarra, 1983; Marten & Frankenberger, 1992; Navas et al., 1998; Aggelides & Londra, 2000).

Cameron (1997) ponderou que os efeitos do lodo no solo podem ser benéficos ou não, principalmente devido a sua composição e que, neste caso, sua aplicação não seria sustentável.

Anjos et al. (1994) e Pagliai & Vignozzi (1998) mencionaram que as operações de preparo do solo afetam diretamente a densidade e a porosidade, ocasionando diferenciações com relação a sua condição natural.

Tabela 2. Efeito dos lodos de esgoto das ETEs de Franca (F) e Barueri (B) sobre atributos físicos do solo após quatro aplicações.

| | BTAB | BNPK | B1N | B2N | B4N | B8N |
|--|-------------|-------------|------------|------------|------------|------------|
| Densidade do Solo (Kg dm ⁻³) | 1,16 | 1,12 | 1,21 | 1,17 | 1,21 | 1,11 |
| Porosidade total (%) | 63 | 61 | 62 | 59 | 60 | 62 |
| Microporosidade(%) | 25 | 26 | 23 | 25 | 26 | 26 |
| Macroporosidade(%) | 38 | 35 | 39 | 33 | 34 | 36 |
| | FTAB | FNPK | F1N | F2N | F4N | F8N |
| Densidade do Solo (Kg dm ⁻³) | 1,19 | 1,19 | 1,21 | 1,17 | 1,15 | 1,10 |
| Porosidade total(%) | 62 | 62 | 61 | 62 | 62 | 64 |
| Microporosidade (%) | 24 | 24 | 25 | 26 | 25 | 27 |
| Macroporosidade(%) | 38 | 38 | 36 | 36 | 37 | 37 |

As doses de lodo foram calculadas tendo como base o teor de nitrogênio nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha sem aplicação de lodo (TAb) e fertilização mineral(NPK) recomendada para o milho.

Atributos Físicos e Hídricos em Solo Tratado com Lodo de Esgoto

Observa-se uma tendência de diminuição da densidade do solo com o aumento da dose de lodo proveniente da ETE de Franca. Porém, em função dos resultados obtidos não diferirem estatisticamente, não se pode afirmar, ainda, que esse efeito seja devido à aplicação do lodo.

Os valores de porosidades totais foram altos, em torno dos 60%, normais para os Latossolos, porém não foram encontradas diferenças significativas entre os diferentes tratamentos. Resultados semelhantes também foram obtidos para a micro e macroporosidade (Tabela 2). A princípio, não se observou influência da aplicação do lodo, nem do preparo do solo, nesses atributos. A aração, a gradagem e a enxada rotativa estão pulverizando o solo em superfície e isto pode ter mascarado possíveis benefícios da adição do lodo.

Após as análises de densidade do solo, as mesmas amostras foram submetidas à análise de condutividade hidráulica com solo saturado (kq). Os resultados evidenciaram que há uma redução, entre os valores encontrados nas amostras da mata com relação ao solo onde foi executado os estudos (Fig. 1). Essa redução situou-se em torno de 50 %, indicando os efeitos negativos das práticas de manejo utilizadas, o que corrobora com os resultados obtidos por Kumar et al.(1985).

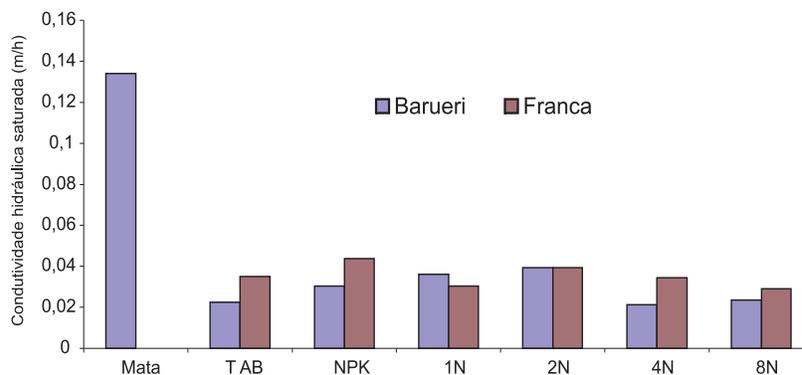


Fig. 1. Condutividade hidráulica do solo saturado nos tratamentos com lodo de esgoto em comparação ao solo sob mata nativa. (As doses de lodo foram calculadas tendo como base o teor de nitrogênio nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha sem aplicação de lodo (TAb) e fertilização mineral(NPK) recomendada para o milho).

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

Comparando os dados resultantes apenas aos tratamentos, observou-se uma tendência de incremento da $k(q)$ com o aumento da dose de lodo. Este fato poderia ser devido à presença de rachaduras (“cracks”) na superfície das amostras com selamento superficial, pelo aumento da superfície específica, o que provocaria um fluxo preferencial por essas ranhuras ou rachaduras.

Finalmente, os dados da Tabela 3 indicam não haver diferenças significativas entre a porosidade total, macroporosidade, microporosidade, velocidades de infiltração inicial e final e densidade do solo. Em relação à origem dos lodos de esgoto, as análises estatísticas demonstraram existir diferenças significativas entre eles, mas somente em relação à densidade do solo. Entretanto, verificou-se uma tendência de incremento, tanto da macroporosidade, quanto da porosidade total e das taxas de infiltração de água no solo com o aumento da dose de lodo. Pode ser observado também, para o lodo de Franca, decréscimo da densidade do solo e da microporosidade das amostras na camada de 3 a 8 cm. Este último fato sugere que, o curto período de tempo do experimento (3 anos), provavelmente, não foi suficiente para detectar alterações dos atributos físicos do solo. Mesmo assim, os resultados aqui apresentados são concordantes com os obtidos por Gupta et al. (1997); Mbagwu & Piccolo (1990); e Martens & Frankenberg Jr. (1992) que relataram variações dos atributos físicos e hidrológicos com a adição de resíduos orgânicos.

Tabela 3. Relação entre atributos físicos e hídricos de amostras de solos subsuperficiais (profundidade de 3 a 8 cm) nos dois tipos de lodo.

| FT AB | F NPK | F 1N | F 2N | F 4N | F 8N | BT AB | B NPK | B 1N | B 2N | B 4N | B 8N |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Densidade do Solo (kg dm^{-3}) | | | | | | | | | | | |
| 1,30 | 1,29 | 1,17 | 1,14 | 1,13 | 1,13 | 1,20 | 1,19 | 1,18 | 1,16 | 1,08 | 1,12 |
| Macroporosidade (%) | | | | | | | | | | | |
| 23,19 | 23,70 | 26,62 | 28,71 | 27,97 | 27,88 | 27,76 | 27,37 | 28,01 | 27,79 | 30,99 | 26,39 |
| Microporosidade (%) | | | | | | | | | | | |
| 30,56 | 29,49 | 28,33 | 27,94 | 27,82 | 29,13 | 30,43 | 29,92 | 26,11 | 30,45 | 27,77 | 31,28 |
| Porosidade Total (%) | | | | | | | | | | | |
| 53,76 | 53,20 | 54,95 | 56,65 | 55,78 | 57,00 | 58,19 | 57,29 | 54,12 | 58,24 | 58,76 | 57,67 |
| Taxa de Infiltração Inicial (mm h^{-1}) | | | | | | | | | | | |
| 21,36 | 21,81 | 16,10 | 31,29 | 34,26 | 42,60 | 35,52 | 37,91 | 51,16 | 37,00 | 41,45 | 25,24 |
| Taxa de Infiltração Final (mm h^{-1}) | | | | | | | | | | | |
| 8,05 | 7,65 | 9,36 | 9,08 | 7,25 | 7,88 | 7,48 | 8,17 | 4,63 | 7,48 | 4,63 | 3,43 |

As doses de lodo foram calculadas tendo como base o teor de nitrogênio nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1,2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha sem aplicação de lodo (TAb) e fertilização mineral (NPK) recomendada para o milho.

Considerações finais

A exposição da superfície do solo com lodo incorporado ao solo e chuva tem levado à formação de crosta, com conseqüente aparecimento de rachaduras superficiais, o que pode incrementar a condutividade hidráulica do solo por fluxo preferencial, além de prejudicar a germinação de sementes.

Os lodos de esgoto utilizados apresentaram um comportamento diferenciado, afetando distintamente os atributos físicos e hidrológicos do solo, sugerindo que se persistir a mesma tendência ao longo do tempo, deverão ser efetuados estudos das características de cada lodo, de modo a determinar o fator ou os fatores inerentes aos resíduos que são responsáveis pelas diferentes respostas.

Referências

AGGELIDES, S.M.; LONDRA, P.A. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. **Bioresource Technology**, v.71, p.253-259, 2000.

ANJOS, J.T.; UBERTI, A.A.A.; VIZZOTTO, V.J.; LAITE, G.B.; KRIEGER, M. Propriedades físicas em solos diferentes sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, p.139-145, 1994.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

CEGARRA, J. Utilização e manejo de lodos de águas residuales urbanas con fines agrícolas: solos ecuatoriales, materia orgánica do solo. **Revista de la Sociedad Colombiana de la Ciencia do Solo**, v.12, n.1, p.151-173, 1983.

CHANG, A.C.; PAGE, A.L.; VARNEKE, J.E. Soil conditioning effects of municipal sludge compost. **Journal of Environmental Engineering**, v.109, p.574-583, 1983.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de análise de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. 212p.

EPSTEIN, E. Effects of sewage sludge on some soil physical properties. **Journal of Environment Quality**, v.4, p.139-142, 1975.

EPSTEIN, E.; TAEOR, J.M.; CHANEE, R.L. Effects of sewage sludge compost applied to soil on some physical and chemical properties. **Journal of Environmental Quality**, v.5, p.422-426, 1976.

GREEN, R.E.; AHUJA, L.R.; CHONG, S.K. Hydraulic conductivity, diffusivity, and sorptivity of unsaturated soils: field methods. In: KLUTE, A. **Methods of soil analysis**. Part 1 – Physical and mineralogical methods. Madison: SSSA, 1986. cap.30, p.771-798. (SSSA Book Series, 5).

GUPTA, S.C.; DOWDE, R.H.; LARSON, W.E. Hydraulic and thermal properties of a sandy soil as influenced by incorporation of sewage sludge. **Soil Science Society of America Journal**, v.41, p.601-605, 1977.

HILLEL, D.A.; KRENTOS, V.K.; STILIANOV, E. Procedure and test of an internal drainage method for measuring soil hydraulic characteristics *in situ*. **Soil Science**, v.114, p.395-400, 1972.

JACOBOWITZ, L.A.; STTENHUIS, T.S. Compost impact on soil moisture and temperature. **Biocycle**, v.25, p.56-60, 1984.

KHALEEL, R.; REDDE, K.R.; OVERCASH, M.R. Changes in soil physical properties due to waste applications: a review. **Journal of Environmental Quality**, v.10, p.133-141, 1981.

KHIEL, E.J. **Manual de edafologia**. Relações solo-planta. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 1979. 262p.

KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis** - part 1: Physical and mineralogical methods. 2.ed. Madison: ASA; SSSA, 1986. 1188p. (Agronomy Series, 9).

KRIBAA, M.; HALLAIRE, V.; CURMI, P.; LAHMAR, R. Effect of various cultivation methods on the structure and hydraulic properties of a soil in a semi-arid climate. **Soil & Tillage Research**, v.60, p.43-53, 2001.

KUMAR, S.; MALIK, R.S.; DAHIEA, I.S. Influence of different organic wastes upon water retention, transmission and contact characteristics of a sandy soil. **Australian Journal of Soil Research**, v.23, p.131-136, 1985.

LEMONS, R.C.; SANTOS, R.D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 3.ed. Campinas: SBCS; EMBRAPA-CNPS, 1996. 84p.

LOGAN, T.J.; HARRISON, B.J. Physical characteristics of alkaline stabilized sewage sludge (N-Virosoil) and their effects on soil physical properties. **Journal of Environmental Quality**, v.24, p.153-164, 1995.

LOGAN, T.J.; HARRISON, B.J.; McAVOE, D.C.; GREFF, J.A. Effects of olestra in sewage sludge on soil physical properties. **Journal of Environmental Quality**, v.25, p.153-161, 1996.

MARCIANO, C.R. **Incorporação de resíduos urbanos e as propriedades físico-hídricas de um Latossolo Vermelho Amarelo**. 1999. 93p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

MARTENS, D.A.; FRANKENBERGER Jr., W.T. Modification of infiltration rates in a organic-amended irrigated soil. **Agronomy Journal**, v.84, p.707-717, 1992.

MATA, J.D.; GONÇALVES, A.C.A.; VIEIRA, S.R. Spatial variability of soil macroporosity in irrigated area before soil preparation and after crop harvest using two preparation systems. **Acta Scientiarum**, v.20, p.307-312, 1998.

MBAGWU, J.S.C.; PICCOLO, A. Some physical properties of structural aggregates separated from organic waste-amended soils. **Biological Wastes**, v.33, p.107-121, 1990.

MIELKE, L.N.; WILHELM, W.W. Comparison of soil physical characteristics in long-term tillage winter wheat-fallow tillage experiments. **Soil and Tillage Research**, v.49, p.29-35, 1988.

MORAES, S.P. **Utilização do composto de lixo em solo agrícola**. 1990. 104p. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

NAVAS, A.; BERMÚDEZ, F.; MACHÍN J. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. **Geoderma**, v.87, p.123-135, 1998.

PAGLIAI, M.; VIGNOZZI, N. Use of manure for soil improvement. In: WALLACE, A.; TERRE, R.E. (Ed.). **Handbook of soil conditions**: substances that enhance the physical properties of soil. New York: Marcel Dekker, 1998. cap.4, p.119-139.

WEI, Q.F.; LOWERE, B.; PETERSON, A.E. Effect of sludge application on physical properties of a silt clay loam soil. **Journal of Environmental Quality**, v.14, p.178-180, 1985.

WONG, J.W.C.; HO, G.E. Effects of gypsum and sewage sludge amendment on physical properties of fine bauxite refining residue. **Soil Science**, v.152, n.5, p.326-332, 1991.

12

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

Wagner Bettiol; Silvana Aparecida Pavan Fernandes e Carlos Clementi Cerri

Introdução

A utilização agrícola do lodo de esgoto, por conter matéria orgânica e macro e micronutrientes para as plantas, é uma das disposições recomendadas para esse resíduo (Melo & Marques, 2000; Bettiol & Santos, 2001; Tsutiya, 2000). Entretanto, o lodo de esgoto possui em sua composição contaminantes, tais como: metais pesados, compostos orgânicos persistentes e patógenos humanos, que devem ser considerados quando de seu uso em solos agrícolas (Bettiol & Camargo, 2001).

O lodo de esgoto, quando aplicado ao solo, causa alterações nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, e, portanto, na estrutura e no funcionamento do agroecossistema, sendo a comunidade microbiana um dos componentes mais sensíveis, podendo ser utilizada como indicador da qualidade dos solos (Dick, 1994; Giller et al., 1998). A aplicação de lodo de esgoto pode estimular, devido ao aumento de carbono e nutrientes disponíveis, ou inibir, devido à presença de metais pesados e outros poluentes, a atividade microbiana do solo (Baath, 1989; Pontes, 2002). Portanto, o comportamento da população microbiana depende da qualidade e da quantidade dos resíduos que estão sendo adicionados ao solo.

A biomassa microbiana, a respiração, o quociente metabólico (qCO_2) e a atividade enzimática do solo podem ser utilizados para avaliar a atividade microbiana do solo (Dick, 1994; Giller et al., 1998; Anderson & Domsch, 1990; Baath, 1989; Wardle & Ghani, 1995; Brookes, 1995). Os microrganismos responsáveis pela decomposição e mineralização da fração orgânica utilizam parte dos compostos contidos nos resíduos como fonte de

nutrientes e energia para a formação de sua biomassa (Brookes, 1995; Pontes, 2002). Além de atuar como estoque lábil de nutrientes, a biomassa microbiana é sensível às alterações promovidas no solo pelas práticas de manejo e pela aplicação de produtos poluentes (Grisi, 1996; Dar, 1996). A respiração do solo é utilizada para avaliar a atividade microbiana e serve como indicador microbiológico das modificações ocorridas no solo devido à adição de resíduos de plantas e animais, manejo e poluentes do solo (Baath, 1989; Brookes, 1995). O quociente metabólico juntamente com a biomassa e a respiração, pode indicar a necessidade de energia para a manutenção da comunidade microbiana. Indica também se o surgimento ou desaparecimento de populações microbianas em termos de energia é vantajoso ou não para o sistema. O quociente metabólico pode também indicar se uma comunidade está sob efeito de estresse pela adição de diferentes tipos de resíduos orgânicos (Anderson & Domsch, 1990, Wardle & Ghani, 1995). A atividade enzimática é empregada para avaliar a atividade de microrganismos do solo, servindo como indicador de alterações nos processos funcionais (Dick, 1994; Giller et al., 1998), sendo responsável por catalisar várias reações necessárias para a manutenção da atividade microbiana, decomposição de resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes e formação de matéria orgânica do solo (Dick, 1994, Brookes, 1995). A atividade enzimática do solo é estimulada pela adição de fontes de resíduos orgânicos como esterco, restos de cultura e lodo de esgoto (Dick et al., 1994) e pode ser utilizada para avaliar o efeito da aplicação de lodo de esgoto (Dick, 1994; Albiach, 2000; Moreno et al., 2001).

O funcionamento do ecossistema do solo é governado pela dinâmica da microbiota. O componente biológico é responsável pela formação do húmus, ciclagem de nutrientes, estrutura física e por muitas outras funções (Lynch & Bragg, 1985).

A respirometria é um método que determina a quantidade de carbono liberado na forma de CO_2 , resultante da decomposição da matéria orgânica pela comunidade microbiana quimiorganotrófica do solo. Por meio desse método, pode-se também identificar fatores restritivos à atividade microbiana edáfica, como por exemplo, condições adversas de temperatura e umidade, bem como a presença de metais pesados e outros poluentes em

níveis tóxicos. Resultados contraditórios tem sido obtidos em relação a redução ou estímulo da atividade microbiana após a aplicação de lodo de esgoto (Baath, 1989; Jahnel, 1997; Giller et al., 1998, Fortes Neto, 2000; Khan & Scullion, 2000; Carmo, 2001).

Quanto à mineralização do nitrogênio, vários trabalhos relatam a inibição dos processos de amonificação e nitrificação pelos metais pesados liberados pelo lodo (Chander et al., 1995; Hassen et al., 1998). Há consenso geral de que os efeitos dos metais pesados na mineralização de nitrogênio são difíceis de serem avaliados. As dificuldades são: falta de padronização dos procedimentos experimentais; variação nas propriedades do solo, que podem alterar a toxicidade absoluta ou relativa do metal e existência de um grande número de microrganismos capazes de mineralizar os compostos nitrogenados (Baath, 1989). De forma semelhante, Duxbury (1985) concluiu que a informação sobre a ação dos agentes poluentes nestes processos é conflitante, e recomenda cautela na avaliação. Isso porque, segundo Rother et al. (1982), o processo de adaptação aos metais pesados e a seleção de estirpes resistentes podem ocorrer em prazo tão curto quanto o período de exposição dos microrganismos do solo ao lodo.

O objetivo deste estudo foi o de avaliar o efeito da aplicação a longo prazo e continuada do lodo de esgoto proveniente da ETE Barueri, SP, na biomassa microbiana, respiração basal, quociente metabólico e atividade enzimática de um Latossolo Vermelho Distroférico sob condições de campo em condições tropicais, bem como a decomposição do lodo de esgoto por meio de curva de decomposição e taxas de mineralização do nitrogênio.

Material e Métodos

As informações básicas sobre o experimento estão descritas no Capítulo 1.

Para os estudos de biomassa microbiana do solo, respiração basal e atividade enzimática as amostras de solo foram coletadas nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, e passadas em peneira de 2 mm de abertura, acondicionadas em sacos plásticos com respiros e armazenadas em câmara

fria a 5° C para posterior análises. A amostra composta para cada profundidade de cada parcela foi formada por vinte amostras simples. A determinação do carbono e do nitrogênio da biomassa microbiana foi feita utilizando o método de fumigação-extração (Brookes et al., 1985; Jenkinson & Powlson, 1976; Vance et al., 1987). A respiração basal do solo foi determinada pela quantificação do dióxido de carbono (CO₂) liberado no processo de respiração microbiana durante 10 dias de incubação. O quociente metabólico (qCO_2) foi calculado pela razão entre a respiração basal e o C da biomassa microbiana (Anderson & Domsch, 1990). A atividade da urease foi determinada pelo método de May & Douglas (1976), com modificações. A atividade da amilase foi determinada pelo método de Ross (1965). As determinações dessas características foram realizadas em coletas obtidas em 10/2000, 02/2001, 10/2001, 11/2001 e 03/2002.

A coleta de solo para a determinação da curva de decomposição e da taxa de mineralização do nitrogênio foi realizada em setembro de 2000, antes do início do terceiro cultivo de milho no campo. Em cada parcela do experimento de campo foi coletada uma amostra composta formada por vinte amostras simples. As amostras de solo, coletadas na profundidade 0-20 cm, foram passadas em peneira de 2mm de abertura para remoção de pedras e fragmentos. Nas amostras de solo, provenientes das parcelas de campo dos tratamentos com uma, duas, quatro e oito vezes a dose de nitrogênio provenientes do lodo de esgoto, foram incorporadas com novas doses de lodo para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes o teor de nitrogênio, respectivamente, sendo a incorporação do lodo feita manualmente e em laboratório. O lodo de esgoto utilizado foi proveniente da ETE de Barueri, SP, lodo este referente ao terceiro cultivo do experimento de campo (Capítulo 1). Todas as determinações no experimento de laboratório foram feitas em triplicatas.

A curva de decomposição do lodo de esgoto foi determinada pela quantificação do CO₂ liberado no processo de respiração microbiana durante 250 dias de incubação. Para isso, amostras de 100 g de solo (obtidas conforme descritas acima) foram colocadas em frascos de vidro, com tampa hermética, de 3,0 L de capacidade, juntamente com um frasco menor contendo 100 mL de NaOH 1 mol

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

L⁻¹ para capturar o CO₂ liberado. O CO₂ foi determinado por titulometria com HCl 0,5 mol L⁻¹, após precipitação do carbonato de bário formado pela adição de solução aquosa de cloreto de bário (BaCl₂) à solução de NaOH, usando como indicador fenolftaleína diluída em 100 mL de etanol (60% v/v). Os frascos de vidro, depois de fechados, ficaram acondicionados à temperatura ambiente. Em intervalos de tempo de 2, 4, 6, 8, 10, 15, 20, 30, 35, 45, 55, 63, 75, 85, 97, 110, 120, 135, 147, 160, 175, 190, 210, 230 e 250 dias foram realizadas as determinações do CO₂ desprendido pelas amostras de solo + lodo, por titulometria com HCl (0,5 mol L⁻¹). O N mineral e as taxas líquidas de mineralização e nitrificação foram determinados após 250 dias de incubação do solo, correspondendo ao final do ensaio de laboratório. O nitrogênio mineral foi determinado pela extração com KCl para o tempo 0 e após 7 dias de incubação das amostras em copos plásticos com tampa, em laboratório (Neill et al., 1995). Nos extratos foram determinadas as concentrações de N-NH₄⁺ e N (NO₃⁻ + NO₂⁻) pelo sistema automático de injeção de fluxo contínuo (FIA) (Ruzicka & Hansen, 1981). O N-NH₄⁺ foi quantificado colorimetricamente pelo método de Solorzano e o N-NO₃⁻ foi determinado por condutivimetria na forma de N-NO₂⁻, após a redução com um catalizador à base de cádmio. Os limites de detecção foram de, respectivamente, 0,1 mg L⁻¹ para N-NH₄⁺ e 0,01 mg L⁻¹ para N-NO₃⁻. A taxa líquida de mineralização foi calculada pela diferença entre N-(NH₄⁺ + NO₃⁻) no final e início da incubação. A taxa líquida de nitrificação equivale à concentração de N-NO₃⁻ final menos a inicial. Uma segunda subamostra de 5 g foi seca a 105°C para determinação da umidade gravimétrica e os resultados foram expressos em massa de solo seco.

Resultados e Discussão

Biomassa microbiana

Os valores da biomassa microbiana C e N do solo variaram significativamente com as doses de lodo de esgoto e com as épocas de amostragens, sendo diretamente proporcionais às concentrações de lodo de esgoto (Tabelas 1 e 2).

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

Tabela 1. Carbono da biomassa microbiana e suas respectivas porcentagens em relação ao C total (valores entre parênteses), na camada 0-10 e 10-20 cm de profundidade de solo tratado com doses de lodo de esgoto (LE) produzido na ETE Barueri, SP em várias épocas de coleta.

| Tratamento | Biomassa C | | | | |
|------------|----------------------------|--------------|---------------|--------------|--------------|
| | outubro/00 | março/01 | outubro/01 | novembro/01 | março/02 |
| | mg C kg solo ⁻¹ | | | | |
| | <u>0-10 cm</u> | | | | |
| Test | 99eC ⁽¹⁾ (0,8) | 113fC (0,9) | 144fB (1,1) | 163eA (1,0) | 111eB (0,6) |
| NPK | 228dC (1,7) | 210eC (1,3) | 260eB (1,6) | 335dA (1,6) | 207dC (0,9) |
| B1N | 396cC (2,6) | 438dB (2,7) | 441dB (2,4) | 559cA (2,30) | 426cB (1,9) |
| B2N | 399bcC (2,6) | 502bB (3,0) | 521bB (3,1) | 601bA (2,3) | 497bB (2,1) |
| B4N | 418bC (2,5) | 477cB (2,6) | 488cB (2,6) | 787aA (2,6) | 487bB (1,7) |
| B8N | 522aC (2,6) | 529aC (2,6) | 634aB (2,9) | 809aA (2,7) | 496aC (1,9) |
| | <u>10-20 cm</u> | | | | |
| Test | 71 dA (0,6) | 84 eA (0,6) | 85 eA (0,6) | 102 fA (0,8) | 79 dA (0,4) |
| NPK | 165 cC (1,2) | 185 dB (1,3) | 193 dB (1,2) | 243 eA (1,2) | 187 cB (0,9) |
| B1N | 236 bC(1,7) | 262 cB (1,7) | 248 cBC (1,5) | 301 dA (1,3) | 255 cB (1,2) |
| B2N | 239 bC(1,6) | 302 bB (1,9) | 301 bB (1,7) | 454 cA (2,1) | 288 bB (1,3) |
| B4N | 227 bC(1,5) | 332 aB (2,1) | 322 bB (1,6) | 529 bA (1,9) | 318 abB(1,2) |
| B8N | 289 aC (1,6) | 339 aB (1,8) | 360 aB (1,8) | 577 aA (2,1) | 337 aB (1,3) |

(1) Médias seguidas de mesma letra, minúscula na coluna e maiúscula na mesma linha, dentro de cada atributo, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5%. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Tabela 2. Nitrogênio da biomassa microbiana e suas respectivas porcentagens em relação ao N total (valores entre parêntese), na camada 0-10 e 10-20 cm de profundidade de solo tratado com doses de lodo de esgoto, em várias épocas de coleta.

| Tratamento | Biomassa N | | | | |
|------------|----------------------------|--------------|-------------|---------------|-------------|
| | outubro/00 | março/01 | outubro/01 | novembro/01 | março/02 |
| | mg N kg solo ⁻¹ | | | | |
| | <u>0-10 cm</u> | | | | |
| Test | 11 eB (1,1) | 14 eB (1,7) | 24 dA (2,2) | 29 eA (2,4) | 15 cB (1,1) |
| NPK | 29 dB (2,9) | 33 dB (3,8) | 33 cB (3,2) | 47 dA (3,1) | 34 bB (2,3) |
| B1N | 37 cC (3,4) | 48 cB (4,9) | 49 bB (4,6) | 71 cA (4,2) | 45 bB (2,9) |
| B2N | 53 aC (4,9) | 66 aB (6,7) | 65 aB (5,8) | 87 bA (4,5) | 63 aB (3,5) |
| B4N | 54 aC (4,6) | 60 bB (5,2) | 64 aB (5,2) | 112 aA (4,8) | 61 aB (2,8) |
| B8N | 47 bC (3,9) | 68 aB (5,2) | 62 aB (4,2) | 101 abA (4,2) | 67 aB (2,9) |
| | <u>10-20 cm</u> | | | | |
| Test | 08 eB (0,9) | 10 eAB(1,3) | 13 dA (1,5) | 16 eA (1,6) | 13 cA (0,9) |
| NPK | 20 dB (2,1) | 21 dAB (2,4) | 24 cA (2,4) | 31 dA (2,1) | 20 bB (1,4) |
| B1N | 25 cC (2,8) | 33 cB (3,8) | 35 bB (3,6) | 52 cA (3,5) | 31 aB (2,0) |
| B2N | 32 bC (3,2) | 41 bB (4,1) | 41 aB (3,8) | 69 bA (3,9) | 42 aB (2,6) |
| B4N | 37 aB (3,6) | 45 aB (3,9) | 44 aB (4,1) | 63 bA (3,2) | 38 aB (1,8) |
| B8N | 33bC (3,1) | 40 bB (3,6) | 43 aB (3,3) | 84 aA (3,7) | 39 aB (1,8) |

Médias seguidas de mesma letra, minúscula na mesma coluna e maiúscula na mesma linha, dentro de cada atributo, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5%. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

Os valores de biomassa C variaram de 99 a 809 mg kg⁻¹, nos primeiros 10 cm, e de 71 a 577 mg kg⁻¹ na camada de 10-20 cm. Já a biomassa N variou de 11 a 101 mg kg⁻¹ solo, na camada de 0-10 cm, e de 8 a 84 mg kg⁻¹ na camada de 10-20 cm. Esses dados indicam que o C e o N da biomassa microbiana concentraram-se nos primeiros 10 cm do solo. Os valores obtidos no presente estudo estão acima dos obtidos por Fortes Neto (2000) e semelhantes aos obtidos por Carmo (2001) para o lodo de esgoto proveniente da ETE de Barueri/SP.

No geral, a biomassa microbiana do solo determinada nas amostras coletadas em outubro de 2000, diferiu significativamente das demais coletas, obtendo-se nessa data os menores valores de biomassa. Isto deve ter ocorrido porque após a coleta de solo em outubro de 2000, houve novas aplicações de lodo. Na coleta realizada em novembro de 2001, a biomassa microbiana, determinada após 31 dias da aplicação do lodo de esgoto, diferiu significativamente das demais coletas, obtendo-se os maiores valores de biomassa microbiana. Isto pode ser atribuído ao aumento da atividade de microrganismos que são estimulados pelo alto teor de nutrientes e de matéria orgânica existente no lodo de esgoto. Estes resultados são corroborados pelos dados obtidos na curva de respiração do solo + lodo, após 250 dias de incubação em laboratório (Fig. 1), em que foi constatado que o pico da atividade microbiana se deu entre 32 e 37 dias de incubação, obtendo-se valores de 2.398 mg kg⁻¹ C-CO₂ aos 37 dias de incubação para a dose 8N de lodo.

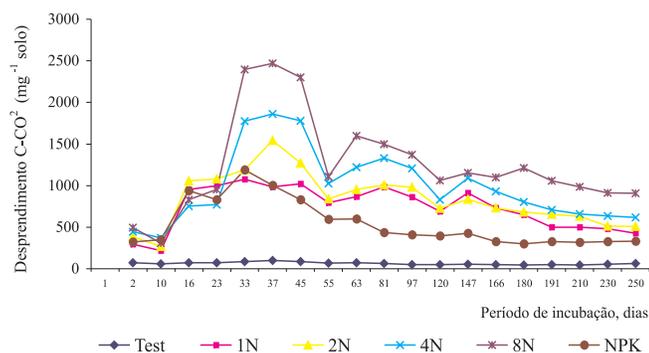


Fig. 1. Desprendimento de C-CO₂ durante 250 dias de incubação do solo + lodo em laboratório. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Os resultados das Tabelas 1 e 2 mostram que os teores de C e N da biomassa microbiana aumentaram com a adição de lodo, ou seja, até a dose estudada não ocorreu efeito inibitório. Esses resultados são semelhantes aos de Chander & Brookes (1991), Fliebach et al. (1994), Jahnel (1997), Banergee et al. (1997), Carmo (2001), Lorenzi & Lambais (2001) e Lopes (2001) porque, provavelmente, a atividade dos metais foi neutralizada pela presença da matéria orgânica existente no lodo. Entretanto, Fortes Neto (2000) e Pontes (2002), trabalhando com lodo de esgoto da ETE Barueri, previamente tratado com cal, relataram diminuição dos valores de biomassa microbiana com aplicação de altas doses ao solo. De acordo com esses autores, esta queda nos valores da biomassa microbiana pode estar ligada à incorporação de elevadas quantidades de sódio e/ou de metais pesados no solo, nas mais altas doses de lodo, os quais podem afetar os microrganismos, prejudicando sua ação na decomposição dos resíduos. Entretanto, o efeito tóxico dos metais na microbiota, em muitos casos, pode ser minimizado com a presença de matéria orgânica (Lambais & Souza, 2000) e minerais de argila, pela formação de quelatos (Eivazi & Tabatabai, 1988).

O C e o N microbiano representaram 0,4 a 3,1 % do C orgânico e 0,9 a 6,7 % do N total nas áreas estudadas, respectivamente (Tabelas 1 e 2). O aumento da dose de lodo de esgoto aplicado aumentou a relação $C_{\text{microbiano}} / C_{\text{total}}$ e $N_{\text{microbiano}} / N_{\text{total}}$ do solo. Este fato está relacionado com o aumento da entrada de matéria orgânica no solo, bem como a qualidade e a quantidade de matéria orgânica adicionada ao solo via lodo de esgoto.

De acordo com Wardle (1992), uma alta relação C/N da biomassa microbiana pode ser um indicativo de condições de estresse. Assim, para melhor avaliar o impacto da aplicação dos lodos nos solos foi calculada a relação C/N da biomassa do solo (Tabela 3).

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

Tabela 3. Relação C/N (%) da biomassa microbiana nas profundidades de 0-10 e de 10-20 cm de solos tratados com lodo de esgoto da ETE Barueri, SP, em diversos intervalos.

| Tratamento | C/N da biomassa microbiana | | | | |
|-----------------|----------------------------|--------|--------|--------|--------|
| | Out/00 | Mar/01 | Out/01 | Nov/01 | Mar/02 |
| 0-10 cm | | | | | |
| Test | 9,0 | 8,1 | 6,0 | 6,6 | 7,4 |
| NPK | 7,9 | 6,3 | 7,9 | 9,0 | 6,1 |
| B1N | 10,7 | 9,1 | 9,0 | 7,9 | 9,5 |
| B2N | 7,6 | 7,6 | 8,0 | 6,9 | 7,9 |
| B4N | 7,7 | 7,9 | 7,6 | 7,0 | 8,0 |
| B8N | 11,1 | 7,8 | 10,3 | 8,0 | 7,4 |
| 10-20 cm | | | | | |
| Test | 8,9 | 8,4 | 6,5 | 6,4 | 6,1 |
| NPK | 8,2 | 8,8 | 8,0 | 7,8 | 9,3 |
| B1N | 9,4 | 7,9 | 7,1 | 5,8 | 8,2 |
| B2N | 7,5 | 7,3 | 7,3 | 6,6 | 6,9 |
| B4N | 6,1 | 7,3 | 7,5 | 8,4 | 8,4 |
| B8N | 8,8 | 8,5 | 8,2 | 6,9 | 8,6 |

Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2 N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Respiração basal e qCO_2 do solo

Os valores de $C-CO_2$ variaram de 20,8 a 123,6 $mg C-CO_2 kg^{-1}$ solo h^{-1} , nos primeiros 10 cm, e de 15,3 a 91,6 $mg C-CO_2 kg^{-1}$ solo h^{-1} na camada de 10-20 cm. Os valores obtidos evidenciam que houve diferenças significativas na respiração basal do solo, nas épocas de amostragens do solo sem e com adição de lodo de esgoto e, também entre as doses de lodo. De uma maneira geral, a respiração basal aumentou com a elevação das doses de lodo de esgoto adicionadas ao solo e diminuiu com o aumento da profundidade (Tabela 4). Estes fatos podem estar relacionados com a maior quantidade de material orgânico e nutrientes disponíveis na superfície do solo. Os dados estão de acordo com Stamaatiadis et al. (1999) os quais observaram que a respiração do solo foi quatro vezes maior no solo com lodo, do que no controle sem lodo. A respiração basal do solo correlacionou com o conteúdo de C da biomassa microbiana.

Tabela 4. Respiração basal na camada 0-10 e 10-20 cm de profundidade de solo tratado com doses de lodo de esgoto, em várias épocas de coleta.

| Tratamento | Respiração basal | | | | |
|--|------------------------|----------|------------|-------------|----------|
| | outubro/00 | março/01 | outubro/01 | novembro/01 | março/02 |
| mg C-CO ₂ kg solo ⁻¹ h ⁻¹ | | | | | |
| 0-10 cm | | | | | |
| Test | 20,8 eB ⁽¹⁾ | 20,9 bB | 27,6 eA | 30,1 eA | 28,0 bA |
| NPK | 32,2 dC | 39,0 cB | 37,5 dB | 44,8 dA | 30,9 bC |
| B1N | 50,1 cC | 65,3 aB | 68,6 bB | 81,1 cA | 65,8 aB |
| B2N | 50,2 bcC | 65,8 aB | 70,7 aB | 102,9 bA | 65,1 aB |
| B4N | 52,2 bC | 63,9 aB | 61,2 cB | 123,6 aA | 64,3 aB |
| B8N | 60,7 cC | 62,9 aC | 71,5 aB | 115,9 aA | 61,9 aC |
| 10-20 cm | | | | | |
| Test | 15,3 eB | 16,1 dB | 24,0 bA | 25,8 dA | 20,1 bAB |
| NPK | 21,8 dC | 23,1 cBC | 27,1 bB | 34,1 dA | 25,7 bB |
| B1N | 25,1 cC | 30,2 bB | 33,1 aB | 50,2 cA | 35,0 aB |
| B2N | 26,3 bcC | 31,9 aB | 32,9 aB | 72,2 bA | 33,2 aB |
| B4N | 27,9 bC | 32,5 bB | 32,5 aB | 91,6 aA | 35,8 aB |
| B8N | 30,6 aC | 35,8 aB | 33,7 aB | 80,5 aA | 34,7 aB |

(1) Médias seguidas de mesma letra, minúscula na mesma coluna e maiúscula na mesma linha, dentro de cada atributo, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5%. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Uma alta taxa de respiração pode indicar tanto um distúrbio ecológico, como um alto nível de produtividade do ecossistema (Islam & Weil, 2000). Uma variável de interpretação mais fácil é a taxa de respiração por unidade de biomassa microbiana ou quociente metabólico (qCO_2). O qCO_2 tem sido utilizado como um indicador de estresse microbiano e interpretado como “eficiência microbiana”, pois trata-se de uma medida da energia necessária para manutenção da atividade metabólica em relação à energia necessária para síntese de biomassa (Bargett & Saggat, 1994). Assim, solos estressados apresentariam qCO_2 mais elevados do que solos não estressados. Nesse estudo, de modo geral, o qCO_2 aumentou com a elevação das doses de lodo de esgoto adicionadas ao solo (Tabela 5). Os maiores valores de qCO_2 foram determinados nos solos da área que vem recebendo a maior aplicação de lodo, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos. Os menores valores de qCO_2 foram obtidos na testemunha absoluta diferindo estatisticamente dos tratamentos que receberam aplicação de lodo de esgoto. Esses dados indicam que pode estar havendo um distúrbio no equilíbrio do solo. Os resultados estão de acordo

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

com Fortes Neto (2000) que encontrou maiores valores de qCO_2 para os solos com as doses mais elevadas de lodo de esgoto da ETE Barueri, previamente tratado com cal.

Tabela 5. Quociente metabólico (qCO_2) na camada 0-10 e 10-20 cm de profundidade de solo, tratado com doses de lodo de esgoto, em várias épocas de coleta.

| Tratamento | qCO_2 | | | | |
|-----------------|------------------------|----------|------------|-------------|----------|
| | outubro/00 | março/01 | outubro/01 | novembro/01 | março/02 |
| 0-10 cm | | | | | |
| Test | 4,7 cBC ⁽¹⁾ | 5,4 cAB | 5,2 cA | 5,4 cA | 4,0 cC |
| NPK | 7,1 baA | 5,3 cB | 6,9 bA | 7,5 aA | 6,7 bA |
| B1N | 7,9 bA | 6,7 bB | 6,4 bB | 6,9 abB | 6,4 bB |
| B2N | 7,9 bA | 7,6 baA | 7,3 bA | 5,8 cB | 7,6 aA |
| B4N | 7,5 bA | 7,5 bA | 7,8 bA | 6,4 bB | 7,6 aA |
| B8N | 8,6 aA | 8,4 aA | 8,9 aA | 7,0 aB | 8,1 aA |
| 10-20 cm | | | | | |
| Test | 4,5 dA | 5,2 dA | 3,5 eB | 3,9 dB | 3,9 dB |
| NPK | 7,5 cA | 8,0 cA | 6,8 dA | 7,1 aA | 7,2 cA |
| B1N | 9,4 aA | 8,6 cA | 7,5 cB | 6,0 cC | 7,2 cB |
| B2N | 8,4 bB | 9,5 bA | 9,2 bA | 6,3 bC | 8,6 bAB |
| B4N | 8,5 bB | 10,2 aA | 9,9 abA | 5,6 cB | 8,9 bAB |
| B8N | 9,4 aA | 9,4 bA | 10,7 aA | 7,2 aB | 9,7 aA |

(1) Médias seguidas de mesma letra, minúscula na mesma coluna e maiúscula na mesma linha, dentro de cada atributo, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5%. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Atividade enzimática do solo

Os valores de amilase variaram de 10,4 a 19,1 mg glicose g^{-1} solo h^{-1} , nos primeiros 10 cm, e de 7,1 a 15,2 mg glicose g^{-1} solo h^{-1} na camada de 10-20 cm, nos diferentes tratamentos (Tabela 6). Os valores de urease variaram de 3,0 a 12,9 e mg $N-NH_4 g^{-1}$ solo h^{-1} , nos primeiros 10 cm, e de 2,9 a 9,8 e mg $N-NH_4 g^{-1}$ solo h^{-1} na camada de 10-20 cm (Tabela 7). Os valores obtidos evidenciam que houve diferenças significativas na atividade de amilase e urease do solo, nas épocas de amostragens do solo sem e com adição de lodo de esgoto e, também entre as doses de lodo. De maneira geral, a atividade enzimática aumentou com a elevação das doses de lodo de esgoto adicionadas ao solo e diminuiu com o aumento da profundidade, o que pode

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

estar relacionado com a maior quantidade de material orgânico disponível na superfície do solo. Em geral, os maiores valores da atividade de amilase e urease foram obtidos nas duas maiores doses de lodo de esgoto. Quando comparados com a testemunha, a maior dose de lodo apresentou aumento na atividade de amilase e urease, respectivamente, de 56 e 85 %, na camada de 0-10 cm e de 83 e 141 %, na camada de 10-20 cm de profundidade.

Os valores da atividade de amilase e urease seguiram a mesma tendência dos valores obtidos para o C e N da biomassa microbiana, respectivamente. Houve correlações significativas entre o C e N da biomassa microbiana e o C e o N da atividade de amilase e urease ($r^2 = 0,88$ e $r^2 = 0,85$, $P < 0,05$), respectivamente. Resultados semelhantes foram obtidos por Albiach et al. (2000) e Melo & Marques (2000). Vários fatores podem afetar a atividade enzimática no solo, sendo que os principais problemas estariam ligados à presença de metais pesados, sais e pesticidas, componentes do lodo de esgoto (Gianfreda & Bollag, 1996).

Tabela 6. Atividade de amilase na camada 0-10 e 10-20 cm de profundidade de solo, tratado com doses de lodo de esgoto, em várias épocas de coleta.

| Tratamento | Época | | | | |
|--|------------------------|----------|------------|-------------|----------|
| | outubro/00 | março/01 | outubro/01 | novembro/01 | março/02 |
| $\mu\text{g glicose g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$ | | | | | |
| 0-10 cm | | | | | |
| Test | 10,4 eA ⁽¹⁾ | 11,6 eA | 11,7 dA | 12,3 cA | 12,1 cA |
| NPK | 12,6 dA | 13,0 dA | 12,7 dA | 12,8 cA | 12,0 cA |
| B1N | 12,3 dB | 13,1 dB | 12,5 dB | 13,9 cA | 12,9 cB |
| B2N | 14,0 cB | 14,9 cB | 14,5 cB | 15,7 bA | 14,8 bB |
| B4N | 15,9 bB | 16,9 bB | 16,6 bB | 18,6 aA | 17,0 aB |
| B8N | 17,8 aBC | 18,5 aB | 18,0 aB | 19,1 aA | 17,2 aC |
| 10-20 cm | | | | | |
| Test | 7,4 dA | 7,1 cA | 7,5 dA | 8,1 cA | 7,2 cA |
| NPK | 8,1 cA | 9,8 bA | 9,2 cA | 9,6 bcA | 8,3 cA |
| B1N | 8,9 cA | 9,7 b A | 9,1 cA | 10,3 b A | 8,1 c A |
| B2N | 10,7 bB | 10,0 bB | 11,3 bB | 13,1 aA | 10,8 bB |
| B4N | 12,8 aB | 12,9 aB | 11,7 bB | 15,8 aA | 13,1 aB |
| B8N | 13,0 aB | 13,9 aB | 13,3 aB | 15,2 aB | 12,9 aB |

(1) Médias seguidas de mesma letra, minúscula na mesma coluna e maiúscula na mesma linha, dentro de cada atributo, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5%. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

Tabela 7. Atividade de urease na camada 0-10 e 10-20 cm de profundidade de solo, tratado com doses de lodo de esgoto, em várias épocas de coleta.

| Tratamento | Épocas | | | | |
|---|------------|----------|------------|-------------|----------|
| | outubro/00 | março/01 | outubro/00 | novembro/01 | março/01 |
| $\mu\text{g N-NH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$ | | | | | |
| 0-10 cm | | | | | |
| Test | 3,0 cA | 4,2 dA | 3,9 eA | 4,9 dA | 4,2 cA |
| NPK | 5,3 bA | 4,9 dA | 5,1 dA | 5,2 cdA | 4,3 cA |
| B1N | 5,9 bB | 5,1 dB | 5,8 dB | 6,8 cA | 5,7 cB |
| B2N | 6,3 bC | 6,9 cBC | 7,2 cB | 9,3 bA | 6,8 bcB |
| B4N | 8,4 aC | 9,6 bB | 9,4 bB | 11,9 abA | 8,8 bBC |
| B8N | 9,8 aB | 12,9 aA | 11,9 aAB | 12,7 aA | 10,7 aB |
| 10-20 cm | | | | | |
| Test | 2,9 d A | 3,8 cA | 3,0 dA | 4,1 dA | 3,2 cA |
| NPK | 4,1 cA | 4,2 cA | 4,7 cA | 5,0 cdA | 4,1 cA |
| B1N | 4,0 c A | 4,9 cA | 4,6 cA | 5,6 cA | 4,5 cA |
| B2N | 4,9 cB | 5,6 bB | 5,8 bcB | 6,7 bcA | 5,8 bcB |
| B4N | 5,6 bcB | 6,2 bB | 6,8 bB | 7,4 bA | 6,6 abB |
| B8N | 7,5 aB | 7,9 aAB | 8,6 aAB | 9,8 aA | 7,3 aB |

Médias seguidas de mesma letra, minúscula na mesma coluna e maiúscula na mesma linha, dentro de cada atributo, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5%. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Decomposição do lodo de esgoto por meio de curva de decomposição

Os valores de desprendimento de CO_2 , num período de 250 dias de incubação após a aplicação de lodo de esgoto, variaram significativamente com as doses e o tempo de amostragem de solo. Os valores de C-CO_2 variaram de 21 mg kg^{-1} de solo para a testemunha, no segundo dia de avaliação, até 2398 mg kg^{-1} com a maior dose de lodo (8N), no 37º dia de avaliação. Com o aumento da dose de lodo de esgoto foi observado um acréscimo na produção de CO_2 , não ocorrendo em nenhuma das doses inibição do processo respiratório (Figura 1). Este fato também foi observado por Fortes Neto (2000) e Carmo (2001), que avaliaram a taxa de mineralização em lodo de esgoto proveniente da ETE de Barueri. Segundo Eivazi & Zakaria (1993), este aumento na respiração pode ser atribuído ao aumento da atividade de microrganismos que são estimulados pelo alto teor de nutrientes e de matéria orgânica existente no lodo de esgoto.

De acordo com Lo et al. (1992), as matérias orgânicas do lodo e do solo atuam na complexação de metais, reduzindo a sua disponibilidade a curto prazo e, conseqüentemente, a sua toxicidade, fornecendo, ao mesmo tempo, carbono para os microrganismos do solo. Por outro lado, a ausência de efeitos prejudiciais da aplicação de lodo contendo metais pesados a curto prazo não é garantia de que efeitos prejudiciais sobre as atividades e comunidades microbianas não venham a ocorrer posteriormente no solo (Witter et al., 1994).

Verificou-se que a produção de CO_2 diminuiu significativamente, no 14^o, 55^o e 125^o dia de incubação, em todas as doses de lodo. Observa-se que as curvas de desprendimento do C- CO_2 são típicas curvas de crescimento, e que a de produção de CO_2 mostra claramente o consumo dos compostos orgânicos existentes no solo. Resultados semelhantes a estes foram obtidos por Fortes Neto (2000) em estudo com lodo de esgoto proveniente da ETE de Barueri, SP.

O período de decomposição do carbono foi dependente da quantidade de lodo de esgoto aplicada ao solo. Assim, com a incorporação de 4, 8, 16 e 32 Mg ha^{-1} , verifica-se, na Figura 1, que, após 250 dias, a atividade microbiana continua ativa na decomposição do C no solo, com os valores de CO_2 , ainda no 250^o dia, superiores aos determinados no solo no início do experimento, com exceção para o tratamento NPK. Este aumento na taxa de desprendimento de CO_2 pode ser atribuído à presença de frações lábeis de matéria orgânica, como, entre outras, certos compostos nitrogenados prontamente decomponíveis no lodo (Jahnel, 1997). Essa relação entre maior atividade microbiana de CO_2 e maior teor de C orgânico também foi observada por Fortes Neto (2000), em solo que recebeu aplicação de lodo de esgoto da ETE Barueri, SP.

A matéria orgânica presente no lodo da ETE de Barueri, SP, forneceu os compostos necessários para o desenvolvimento dos microrganismos, e as curvas de produção de CO_2 simplesmente refletem o consumo de material energético adicionado, ao longo do período de incubação. O que se constata é que a presença de metais pesados não afetou, pelo menos de forma visível, a oxidação da matéria orgânica. Este fato, contudo não significa que a utilização

deste lodo seja inócua. A mineralização da matéria orgânica não significa o desaparecimento dos metais pesados. Pelo contrário, a redução dos teores de matérias orgânicas no solo acaba por tornar alguns metais mais prontamente disponíveis, com conseqüente aumento na absorção pelas plantas e com efeitos sobre os processos microbiológicos que ocorrem no ambiente do solo (Jahnel, 1997).

Mineralização do nitrogênio

O N mineral ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) e as taxas de mineralização após 250 dias de incubação do solo, na camada 0-20 cm de profundidade, estão apresentados na Tabela 8.

O nitrogênio orgânico existente no lodo foi rapidamente mineralizado, até as formas de amônio e nitrato, pelos amonificadores e nitrificadores. Por ser um processo mediado por microrganismos, qualquer elemento poluente, na composição química do lodo ou na alteração ocasionada no solo, poderá influenciar as reações de transformação do nitrogênio. Por isso, os teores de NH_4^+ e NO_3^- poderão ser utilizados como indicadores para avaliar a degradação de compostos nitrogenados no solo.

Na análise do lodo de esgoto da ETE Barueri, observou-se que praticamente todo o N estava na forma orgânica ($\text{N orgânico} = 34244 \text{ mg kg}^{-1}$ lodo e $\text{N mineral} = 7855 \text{ mg kg}^{-1}$ lodo). A incorporação de doses de lodo no solo proporcionou aumentos significativos nos teores NH_4^+ e NO_3^- , indicando que os compostos nitrogenados foram mineralizados pelos microrganismos amonificadores no solo. Fortes Neto (2000) observou que os amonificadores e a concentração de NH_4^+ mineralizado no solo aumentaram com as doses de lodo aplicadas, provavelmente devido ao conteúdo de N orgânico existente no lodo proveniente da ETE Barueri, SP.

Na avaliação da mineralização do N do solo verificou-se que o N mineralizado aumentou com o aumento das doses de lodo. No final do período de 250 dias de incubação houve maior produção de NO_3^- do que NH_4^+ , indicando um intenso processo de nitrificação no solo. Comparando os resultados de N mineralizado do tratamento NPK com os do tratamento 1N, verificou-se que a

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

aplicação do lodo, em quantidade baseada nas necessidades de N da cultura, são próximos, e, portanto pode ser indicio de substituição da adubação mineral, sem que quantidades excessivas de nitrato ocorram no solo. Entretanto, é importante estudar o processo de mineralização no campo para melhor compreensão do processo biogeoquímico do nitrogênio, principalmente aos processos de lixiviação e desnitrificação do N.

Tabela 8. Concentrações de N-NH_4^+ , N-NO_3^- ($\text{mg.g}^{-1}\text{solo}$) e taxas líquidas de mineralização e nitrificação ($\text{mg N.g}^{-1}\text{solo.dia}^{-1}$), após 250 dias de incubação. Os valores representam médias \pm erro padrão.

| Tratamentos | N-NH ₄ ⁺ 250 dias incubação $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ solo}$ | N-NO ₃ ⁻ 250 dias incubação $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ solo}$ | Mineralização N 250 dias incubação $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ solo}$ | Nitrificação N 250 dias incubação $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ solo}$ |
|-------------|--|--|---|--|
| Test | 2,3 \pm 0,21 | 0,9 \pm 0,74 | 0,04 \pm 0,06 | 0,07 \pm 0,31 |
| NPK | 3,1 \pm 0,29 | 3,2 \pm 0,37 | 0,09 \pm 0,18 | 0,30 \pm 0,13 |
| B1N | 6,9 \pm 1,18 | 8,5 \pm 0,41 | 0,43 \pm 0,48 | 0,36 \pm 0,12 |
| B2N | 8,7 \pm 0,64 | 12,9 \pm 0,14 | 0,69 \pm 0,23 | 0,43 \pm 0,25 |
| B4N | 16,8 \pm 0,81 | 49,3 \pm 0,22 | 0,67 \pm 0,19 | 0,81 \pm 0,36 |
| B8N | 33,4 \pm 0,13 | 81,4 \pm 0,26 | 0,59 \pm 0,20 | 0,71 \pm 0,11 |

Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Referências

ALBIACH, R.; CANET, R.; POMARES, F.; INGELMO, F. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. **Bioresource Technology**, v.75, p.43-48, 2000.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon total organic carbon in arable soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.21, p.471-479, 1989.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Application of eco-physiological quotient ($q\text{CO}_2$ and Dq) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, v.22, p.251-255, 1990.

BAATH, E. Effects of heavy metals in soil on microbial process and population (a review). **Water Air and Soil Pollution**, v.47, p.335-379, 1989.

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

BANERJEE, M.R.; BURTON, D.L.; DEPOE, S. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.66, p.241-249, 1997.

BARDGETT, G.D.; SAGGAR, S. Effect of heavy metal contamination on the short-term decomposition of labeled (^{14}C) in a pasture soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.26, p.727-733, 1994.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. Reciclagem de lodo de esgoto na agricultura. In: MELO, I.S.; SILVA, C.M.M.S.; SCRAMIN, S.; SPESSOTO, A. (Ed.). **Biodegradação**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. p.93-106.

BETTIOL, W.; SANTOS, I. **Efeito do lodo de esgoto em fitopatógenos veiculados pelo solo**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. 30p. (Embrapa Meio Ambiente: documentos, 24).

BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, v.19, p.269-279, 1995.

CARMO, J. B. **Impacto da aplicação de biossólidos nas atividades microbianas do solo**. 2001. 105p. Tese (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz, Piracicaba.

CHANDER, K.; BROOKES, P.C. Microbial biomass dynamics during the decomposition of glucose and maize in metal-contaminated and non-contaminated soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.23, p.917-925, 1991.

CHANDER, K.; BROOKES, P.C. Residual effects of zinc, copper and nickel in sewage sludge on microbial biomass in a sandy loam. **Soil Biology and Biochemistry**, v.25, p.1231-1239, 1993.

CHANDER, K.; BROOKES, P.C.; HARDING, S.A. Microbial biomass dynamic following addition of metal-enriched sewage sludges to a sandy loam. **Soil Biology and Biochemistry**, v.27, p.1409-1421, 1995.

DAR, G.H. Effects of cadmium and sewage sludge on soil microbial biomass and enzyme activities. **Bioresource Technology**, v.56, p.141-145, 1996.

DICK, R.P. Soil enzyme assays as indicators of soil quality. In: DORAN, J.W.L.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p.107-124. (SSSA Special Publication, 35).

DUXBURY, T. Ecological aspects of heavy metal responses in micro-organisms. **Advances in Microbial Ecology**, v.8, p.185-235, 1985.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

EIVAZI, F.; TABATABAI, M.A. Glucosidases and galactosidases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.20, p.601-606, 1988.

EIVAZI, F.; ZAKARIA, A. Beta-glucosidase activity in soil amended with sewage sludge. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.43, p.155-161, 1993.

FLIEBACH, A.; MARTENS, R.; REBER, H.H. Soil microbial biomass and microbial activity in soil treated with heavy metal contaminated sewage sludge. **Soil Biology and Biochemistry**, v.26, p.1201-1205, 1994.

FORTES NETO, P. **Degradação de biossólido incorporado ao solo avaliada através de medidas microbiológicas**. 2000. 113p. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz, Piracicaba.

GIANFREDA, L.; BOLLAG, J.M. Influence of soil natural and anthropogenic factors on enzyme activity in soil. In: STOTZKY, G.; BOLLAG, J.M. **Soil biochemistry**. New York: M. Dekker, 1996. p.123-193.

GILLER, K.E.; WITTER, E.; MCGRATH, S.P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial process in agricultural soils: a review. **Soil Biology and Biochemistry**, v.30, p.1389-1414, 1998.

GRISI, B.M. Participação da microbiota na ciclagem de nutrientes. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 4. 1996. Águas de Lindóia. **Anais**. Campinas: Software Gráfico Comércio e Serviços/Bicca Produções. 1996. CD-ROM.

HASSEN, A.; JEDIDI, N.; CHIERIF, M.; HIRI, A. Mineralization of nitrogen in a clayey loamy soil amended with organic wastes enriched with Zn, Cu and Cd. **Bioresource Technology**, v.64, p.39-45, 1998.

INSAM, H.; DOMSCH, K.H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequence of reclamation sites. **Microbial Ecology**, v.15, p.177-188, 1988.

JAHNEL, M.C. **Método de plaqueamento por gotas e outros parâmetros microbiológicos na avaliação da degradação de lodo ativado de curtume em solos**. 1997. 79p. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba.

JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil A method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v.8, p.209-213, 1976.

KHAN, M.; SCULLION, J. Effect of soil on microbial responses to metal contamination. **Environmental Pollution**, v.110, p.115-125, 2000.

LAMBAIS, M.R.; SOUZA, A.G. Impacto de biossólidos na comunidade microbiana dos solos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto**

ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.269-279.

LEITA, L.; DENOBILI, M.; MONDINI, C; MUHLBACHOURA, G.; MARCHINOL, L.; BRAGATO, G.; CONTIN, M. Influence of inorganic and organic fertilization on soil microbial biomass, metabolic quotient and heavy metal bioavailability. **Biology and Fertility of Soils**, v.28, p.371-376, 1995.

LO, K.L.S.; YANG, W.F.; LIN, Y.C. Effects of organic matter on the specific adsorption of heavy metals by soils. **Toxicological and Environmental Chemistry**, v.34, p.139-153, 1992.

LOPES, E.B.M. **Diversidade metabólica em solo tratado com biossólidos.** 2001. 65p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Escola Superior "Luiz de Queiroz", Piracicaba.

LORENZI, S.L.; LAMBAIS, M.R. Atividades microbianas e estrutura da comunidade de bactéria em solo argiloso contaminado com crômio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 28., 2001, Londrina, PR. **Anais.** Londrina: SBCS, 2001. p.63

LYNCH, J.M.; BRAGG, E. Microorganism and soil aggregate stability. **Advances in Soil Science**, v.2, p.133-171, 1985.

MORENO, J.L.; GARCIA, C.; LANDI, L.; FALCHINI, L.; PIETRAMELLARA, G.; NANNIPIERI, P. The ecological dose value (ed50) for assessing Cd toxicity on ATP content and dehydrogenase and urease activities of soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.33, p.483-489, 2001.

MAY, P.B.; DOUGLAS, L.A. Assay for soil urease activity. **Plant and Soil**, v.45, p.301-305, 1976.

MELO, W.J.; MARQUES, O.M. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.193-142.

PONTES, W.L. **Mineralização de um biossólido industrial no solo e efeito desse na biomassa e atividade microbiana.** 2002. 73p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

ROSS, D.J. A seasonal study of oxygen uptake of some pasture soils and activities of enzymes hydrolyzing sucrose and starch. **Journal of Soil Science**, v.16, p.73-85, 1965.

RUZICKA, J.; HANSEN, E.H. **Flow injection analysis.** New York: Wiley/Interscience, 1981. 271p.

STAMAATIADIS, S.; DORAN, J.W.; KETTLER, T. Field and laboratory evaluation of soil quality changes resulting from injection of liquid sewage sludge. **Soil Plant Science**, v.49, p.1-24, 1999.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A.(Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.69-105.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, v.19, p.703-707, 1987.

WARDLE, D. A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass. Carbon and nitrogen levels in soils. **Biological Review**, v.67, p.321-358, 1992.

WARDLE, D.A.; GHANI, A. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as indicator of disturbance and ecosystem development. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, p.1601-1610, 1995.

WITTER, E.; GILLER, K.; MCGRATH, S.P. Long-term effects of metal contamination on soil microorganisms. **Soil Biology and Biochemistry**, v.26, p.421-422, 1994.

13

Influência de Lodos de Esgoto nas Populações de Ácaros e Colêmbolos de Solo em Cultura de Milho

Luiz Antônio Silveira Melo

Introdução

Ácaros e colêmbolos habitantes do solo têm importante função na decomposição da matéria orgânica, cuja adição ao solo geralmente causa aumento populacional dessa mesofauna. Entretanto, alguns materiais orgânicos como lodo de esgoto contendo agentes tóxicos, podem causar redução de sua população. Pimentel & Warneke (1989) observaram que cerca de 95% dos lodos de esgoto gerados nos EUA continham poluentes químicos e destes, 10% foram aplicados na agricultura, muitas vezes causando efeitos tóxicos aos artrópodos de solo, com significativos danos em sua reprodução e sobrevivência. Esses autores citaram que a aplicação de lodo líquido em uma área florestal ocasionou a redução do número de artrópodos do solo para perto de $\frac{1}{4}$ em relação à área controle e que as populações de ácaros sofreram a maior redução numérica enquanto que o número de colêmbolos diminuiu 1,7 vezes.

No Brasil, a geração de lodos de esgotos vem aumentando e o seu uso na agricultura é recomendado. Como a maioria das ETEs (Estações de Tratamento de Esgoto) recebe esgotos de múltipla origem é importante verificar o impacto desses lodos no ambiente e, em particular, nas populações de microartrópodos de solo, mesmo porque, segundo Harte et al. (1996) muitos desses organismos têm participação na mineralização, imobilização e disponibilidade de nitrogênio e de outros nutrientes para as plantas. Assim, este trabalho objetivou avaliar o impacto de doses de lodos originários das ETEs de Franca e de Barueri, SP, aplicadas na cultura de milho, em populações de ácaros e colêmbolos edáficos.

Material e Métodos

A abundância de ácaros e colêmbolos foi avaliada em parcelas de milho em que se aplicaram doses de lodo de esgoto da ETE de Franca e de Barueri, em três cultivos ou após três aplicações dos lodos. Os detalhes do ensaio são apresentados no capítulo 1.

As amostragens dos artrópodos foram por meio do método do anel e do "litterbag". O "litterbag" foi utilizado por causa da alteração da estrutura do solo na camada mais superficial, que teve como consequência a não aderência da amostra de solo ao anel, condição essencial na extração da fauna (Melo, 2002).

No primeiro cultivo, quatro amostras com anéis de 4,5 cm de diâmetro e 5,0 cm de altura foram retiradas em 21/06/99 (71 dias após a emergência das plântulas) em quatro linhas da área central de cada parcela. Na linha central foi inserido, entre plantas, a 8 cm de profundidade, um "litterbag" de malha de 1mm, com 9 X 9 cm de lado e contendo 4 g de folhas secas de milho que, no segundo cultivo, foi retirado após três semanas, em 28/02/2000 e, no terceiro cultivo, após quatro semanas, em 16/01/2001, épocas estas que corresponderam respectivamente a 77 e 70 dias da emergência do milho.

As amostras foram transportadas ao laboratório e a extração dos artrópodos vivos foi por funil de Tullgren modificado.

Quantificaram-se os colêmbolos, ácaros totais e ácaros Oribatida, cujos dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas entre si pelo teste de Duncan a 5% de probabilidade. As médias apresentadas referem-se a número de indivíduos por parcela (número/4 anéis ou número/"litterbag").

Resultados e Discussão

Collembola

Os colêmbolos não sofreram marcada influência das adições de ambos os lodos. Pode-se observar na Tabela 1 a similaridade de abundância

Influência de Lodos de Esgoto nas Populações de Ácaros e Colêmbolos de Solo em
Cultura de Milho

dessa fauna entre os tratamentos com lodo de Franca e com NPK nos dois primeiros anos, enquanto que no terceiro ano de aplicação o tratamento com NPK resultou em ocorrência superior às doses 2N e 4N desse lodo, não se diferenciando das doses 1N e 8N. Para o lodo de Barueri, no primeiro ano ocorreu maior população de colêmbolos na dose N, mas esse efeito não se fez sentir nos anos posteriores, quando esse tratamento praticamente igualou-se aos demais e inclusive às testemunhas. Dessa mesma forma, nas doses 2N e 4N do lodo de Barueri as populações não diferiram das testemunhas absoluta (TEST) e NPK nos três anos, havendo uma leve tendência de maior ocorrência de colêmbolos na dose 8N a partir do segundo ano. Assim, não ocorreram grandes efeitos na abundância de Collembola pela adição de matéria orgânica, e os contaminantes presentes no lodo Barueri não influenciaram negativamente sua população.

Tabela 1. Número de colêmbolos obtido em amostras com anel e “litterbag” nos tratamentos com lodos de esgoto das ETEs de Franca (LF) e Barueri (LB), em três cultivos de milho.

| Tratamento | Número médio de colêmbolos por cultivo e método | | |
|------------|---|------------------------|------------------------|
| | 1º cultivo - Anel | 2º cultivo - Litterbag | 3º cultivo - Litterbag |
| TEST | 5,7 b | 122,3 | 87,0 b |
| NPK | 15,0 a | 80,7 | 245,3 a |
| LF 1 N | 15,7 a | 93,3 (ns) | 172,3 ab |
| LF 2 N | 12,0 ab | 95,7 | 114,0 b |
| LF 4 N | 16,3 a | 168,7 | 81,3 b |
| LF 8 N | 15,7 a | 162,0 | 133,7 ab |
| TEST | 8,0 b | 97,7 ab | 64,0 b |
| NPK | 7,3 b | 63,7 b | 103,7 ab |
| LB 1 N | 26,3 a | 116,3 ab | 64,0 b |
| LB 2 N | 13,7 b | 120,3 ab | 119,7 ab |
| LB 4 N | 7,7 b | 169,0 ab | 56,7 b |
| LB 8 N | 12,3 b | 206,3 a | 136,0 a |

Médias seguidas das mesmas letras nas colunas, para cada lodo, não diferem entre si pelo teste de Duncan a 5%. (ns) = médias não significativas

As doses de lodo foram calculadas tendo como base o teor de N nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha sem aplicação de lodo (TEST) e fertilização mineral (NPK) recomendada para o milho.

Os resultados obtidos para o lodo de Franca diferiram das afirmações de Christiansen (1964) e de Pimentel & Warneke (1989), os quais informaram haver maior população de colêmbolos em solo que recebe esterco, lodos de esgoto ou outros materiais orgânicos. Entretanto, em relação a lodo contaminado com metais pesados, Bruce et al. (1999) mostraram que lodo contaminado por Cu e Zn não influenciou a abundância de Collembola em geral, tendo ocorrido diferenças ao nível de espécies. Esses últimos autores, adicionalmente informaram haver espécies de colêmbolos que preferem solos contaminados por Zn, Cu, Cd, Ni, Cr e Pb e espécies que se desenvolvem melhor em solos não contaminados por metais pesados. Isto pode explicar os resultados alcançados neste experimento, mesmo porque no estudo considerou-se apenas o total de colêmbolos.

Acari

Lodo de Franca

A população de Acari foi positivamente influenciada pelo lodo de Franca no primeiro e terceiro cultivos e as doses que mais favoreceram sua abundância foram, respectivamente, 4N e 8N; no segundo cultivo não ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 2).

Para Oribatida, cujos indivíduos predominantemente atuam na decomposição de matéria orgânica, o lodo de Franca favoreceu mais fortemente a população e em todos os anos sua abundância foi superior nos tratamentos 4N e 8N (Tabela 3). Para esses ácaros observou-se também, que no primeiro ano o efeito do lodo foi mais forte; no segundo ano foi mediano, pois houve tendência de suas abundâncias assemelharem-se às testemunhas e no terceiro ano o lodo praticamente não teve influência, pois em todas as doses as abundâncias foram semelhantes entre si e à testemunha NPK.

A dose 1N do lodo não apresentou efeito aos ácaros totais ou aos oribatídeos, sendo este tratamento semelhante às testemunhas em todos os anos. A dose 2N apresentou influência mediana somente no primeiro ano.

Influência de Lodos de Esgoto nas Populações de Ácaros e Colêmbolos de Solo em
Cultura de Milho

Tabela 2. Número de ácaros totais obtido em amostras com anel e “litterbag” nos tratamentos com lodos de esgoto das ETEs de Franca (LF) e Barueri (LB), em três cultivos de milho.

| Tratamento | Número médio de ácaros por cultivo e método | | |
|------------|---|------------------------|------------------------|
| | 1º cultivo - Anel | 2º cultivo - Litterbag | 3º cultivo - Litterbag |
| TEST | 45,7 b | 379,3 | 200,3 b |
| NPK | 54,3 b | 416,3 | 300,3 b |
| LF 1 N | 49,3 b | 335,0 (ns) | 218,7 b |
| LF 2 N | 77,7 ab | 535,3 | 274,0 b |
| LF 4 N | 101,0 a | 493,7 | 371,0 b |
| LF 8 N | 72,3 ab | 641,0 | 629,3 a |
| TEST | 52,7 b | 629,3 a | 74,3 b |
| NPK | 98,7 a | 755,3 a | 151,0 ab |
| LB 1 N | 99,7 a | 692,7 a | 168,3 ab |
| LB 2 N | 47,3 b | 373,7 b | 124,3 ab |
| LB 4 N | 35,3 b | 317,3 b | 208,0 a |
| LB 8 N | 66,7 ab | 398,3 b | 143,0 ab |

Médias seguidas das mesmas letras nas colunas, para cada lodo, não diferem entre si pelo teste de Duncan a 5%. (ns) = médias não significativas

As doses de lodo foram calculadas tendo como base o teor de N nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha sem aplicação de lodo (TEST) e fertilização mineral (NPK) recomendada para o milho.

Tabela 3. Número de ácaros oribatídeos obtido em amostras com anel e “litterbag” nos tratamentos com lodos de esgoto das ETEs de Franca (LF) e Barueri (LB), em três cultivos de milho.

| Tratamento | Número médio de oribatídeos por cultivo e método | | |
|------------|--|------------------------|------------------------|
| | 1º cultivo - Anel | 2º cultivo - Litterbag | 3º cultivo - Litterbag |
| TEST | 3,7 c | 119,3 bc | 60,3 b |
| NPK | 11,3 bc | 182,7 abc | 204,0 ab |
| LF 1 N | 4,7 c | 99,7 c | 137,7 ab |
| LF 2 N | 16,7 ab | 276,7 a | 163,3 ab |
| LF 4 N | 21,3 a | 232,3 ab | 262,7 a |
| LF 8 N | 22,3 a | 308,0 a | 298,3 a |
| TEST | 11,3 ab | 245,0 ab | 23,7 c |
| NPK | 19,7 a | 62,3 a | 84,3 abc |
| LB 1 N | 20,3 a | 285,7 ab | 112,3 ab |
| LB 2 N | 15,7 ab | 94,0 b | 54,3 bc |
| LB 4 N | 8,0 b | 128,7 b | 131,7 a |
| LB 8 N | 9,0 b | 102,7 b | 68,0 bc |

Médias seguidas das mesmas letras nas colunas, para cada lodo, não diferem entre si pelo teste de Duncan a 5%. (ns) = médias não significativas.

As doses de lodo foram calculadas tendo como base o teor de N nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha sem aplicação de lodo (TEST) e fertilização mineral (NPK) recomendada para o milho.

Lodo de Barueri

Os tratamentos com lodo de Barueri, ao contrário dos de Franca, apresentaram, nos dois primeiros anos, tendência para exercer efeito negativo à população de Acari. No primeiro cultivo, as abundâncias mais elevadas ocorreram nos tratamentos NPK e lodo 1N; no segundo, em "litterbag", os ácaros totais foram mais abundantes nas testemunhas e lodo 1N. No terceiro cultivo o efeito negativo não ocorreu, havendo tendência para igualdade entre os tratamentos (Tabela 2).

Os ácaros oribatídeos foram afetados semelhantemente aos ácaros totais, no primeiro cultivo. No segundo, o efeito aparentemente foi minimizado, pois nas maiores doses do lodo (2N, 4N e 8N) as populações foram semelhantes aos tratamentos 1N e à testemunha absoluta (Tabela 3). Entretanto, considerando o crescimento populacional de oribatídeos nos tratamentos em relação ao total de Acari (Tabela 4), de 1999 para 2000 ocorreu aumento maior em NPK (28%) seguido da dose 1N (21%); na testemunha absoluta e dose 4N os crescimentos foram praticamente iguais (17 a 18%), na dose 8N foi de 12% e na 2N houve decréscimo de 8%. Oribatídeos são influenciados por solos com alto teor de matéria orgânica, que favorece sua abundância e dominância (Butcher et al., 1971), o mesmo ocorrendo em "litterbag" (Melo & Ligo, 1999). Dessa forma, seria esperada abundância mais elevada desses ácaros nos tratamentos com lodo de esgoto, o que aconteceu para o lodo de Franca mas não para os tratamentos com lodo de Barueri, nos dois primeiros anos, indicando que nesse período provavelmente houve efeito negativo dos contaminantes desse lodo na população de Oribatida. No terceiro cultivo, tal qual para Acari, houve tendência para igualdade de Oribatida entre os tratamentos, porém em menor intensidade: em NPK, lodo 1N e lodo 4N as abundâncias foram semelhantes, com superioridade do 4N em relação aos tratamentos TEST, 2N e 8N, entre os quais não houve diferença significativa na abundância. Esses resultados demonstraram que houve atenuação do efeito negativo do lodo de Barueri, também à população de oribatídeos, na época da terceira aplicação do lodo. Isto ficou evidenciado

Influência de Lodos de Esgoto nas Populações de Ácaros e Colêmbolos de Solo em Cultura de Milho

no crescimento populacional de oribatídeos (Tabela 4) que, de 2000 para 2001, foi maior nos tratamentos com lodo, mostrando que o efeito positivo da matéria orgânica superou o negativo dos contaminantes. Isto foi explicado por Posthuma & Van Straalen (1993) que relataram haver adaptação de populações de ácaros aos metais pesados.

Tabela 4. Porcentagem de ocorrência e diferencial de crescimento populacional de ácaros oribatídeos em relação ao total de ácaros, nos tratamentos com lodo de esgoto da ETE de Barueri, em três cultivos de milho, de 1999 a 2001.

| Tratamento | % Ocorrência | | | Diferencial (%) | |
|------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|-----------|
| | 1° cultivo (1999) | 2° cultivo (2000) | 3° cultivo (2001) | 1999-2000 | 2000-2001 |
| TEST | 21,44 | 38,93 | 31,90 | 17,49 | -7,03 |
| NPK | 19,96 | 47,97 | 55,83 | 28,01 | 7,86 |
| 1 N | 20,36 | 41,24 | 66,73 | 20,88 | 25,49 |
| 2 N | 33,19 | 25,15 | 43,68 | -8,04 | 18,53 |
| 4 N | 22,66 | 40,56 | 63,32 | 17,90 | 22,76 |
| 8 N | 13,49 | 25,78 | 47,55 | 12,29 | 21,77 |

As doses de lodo foram calculadas tendo como base o teor de N nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha sem aplicação de lodo (TEST) e fertilização mineral (NPK) recomendada para o milho.

Conclusões

- Colêmbolos não foram afetados pelos lodos de esgoto.
- O lodo de esgoto da ETE de Franca não apresentou efeito negativo à população de Acari e as doses mais favoráveis à população foram 2N, 4N e 8N.
- As doses 2N, 4N e 8N do lodo de esgoto da ETE de Barueri foram desfavoráveis aos ácaros nos dois primeiros anos. No terceiro ano esse lodo não desfavoreceu a população.
- Os ácaros oribatídeos apresentaram tendência para adaptação às condições de presença de contaminantes no solo, no terceiro ano de aplicação do lodo de esgoto da ETE de Barueri.

Referências

- BRUCE, L.; McCracken, D.; FOSTER, G.; AITKEN, M. The effects of sewage sludge on grassland euedaphic and hemiedaphic collembolan populations. **Pedobiologia**, v.43, p. 209-220, 1999.
- BUTCHER, J.W.; SNIDER, R.; SNIDER, R.J. Bioecology of edaphic Collembola and Acarina. **Annual Review of Entomology**, v.16, p.249-288, 1971.
- CHRISTIANSEN, K. Bionomics of Collembola. **Annual Review of Entomology**, v.9, p.147-178, 1964.
- HARTE, J.; RAWA, A.; PRICE, V. Effects of manipulated soil microclimate on mesofaunal biomass and diversity. **Soil Biology and Biochemistry**, v.28, n.3, p.313-322, 1996.
- MELO, L.A.S.; LIGO, M.A.V. Amostragem de solo e uso de "litterbags" na avaliação populacional de microartrópodos edáficos. **Scientia Agricola**, v.56, n.3, p. 523-528, 1999.
- MELO, L.A.S. **Recomendações para amostragem e extração de microartrópodos de solo**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2002. (Circular Técnica).
- PIMENTEL, D.; WARNEKE, A. Ecological effects of manure, sewage sludge and other organic wastes on arthropod populations. **Agricultural Zoology Reviews**, v.3, p.1-30, 1989.
- POSTHUMA, L.; VAN STRAALLEN, N.M. Heavy metal adaptation in terrestrial invertebrates: a review of occurrence, genetics, physiology and ecological consequences. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v.106C, n.1, p.11-38, 1993.

14

Efeito de Lodos de Esgoto na Ocorrência de Lagarta do Cartucho do Milho

Luiz Antônio Silveira Melo

Introdução

Os benefícios que o lodo de esgoto traz às plantas cultivadas são bem conhecidos. Na cultura de milho, Faust & Oberst (1996) observaram que a utilização de lodo como fertilizante propicia produtividades semelhantes ou superiores às apresentadas pela aplicação de adubos minerais. Apesar dessa vantagem, lodos de esgotos podem conter níveis significativos de metais pesados e compostos inorgânicos que, se transferidos da matriz solo-lodo para plantas (Benninger-Truax & Taylor, 1993), podem afetar a cadeia alimentar. Insetos herbívoros, por serem consumidores primários de plantas e os maiores componentes da comunidade biótica dum sistema agrícola, podem ser afetados por esses componentes do lodo ou transferí-los para outros organismos da teia alimentar (Larsen et al., 1994). Entretanto, nem todas as espécies vegetais absorvem metais pesados e, mesmo assim, são necessárias inúmeras condições ambientais para que isso ocorra (Berton, 2000). Havendo absorção de metais pesados e acúmulo na folhagem da planta, insetos que dela se alimentam serão contaminados, podendo ser afetados direta ou indiretamente. Este trabalho objetivou verificar essa possibilidade, para a lagarta do cartucho, *Spodoptera frugiperda* (J. E. Smith, 1797), em cultura de milho em que se aplicou lodo de esgoto.

Material e Métodos

O estudo foi realizado em área da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP, em experimento em que se testaram doses de lodos de esgoto

na cultura de milho, em quatro cultivos (ou safras) sem uso de inseticidas, de 1999 a 2001. Os lodos testados foram das ETEs de Franca (lodo de Franca) e de Barueri (lodo de Barueri) e os detalhes do ensaio encontram-se no capítulo 1. Realizaram-se levantamentos de plantas infestadas por lagarta do cartucho nas quatro safras, observações biológicas de *S. frugiperda* coletada nas parcelas experimentais no primeiro cultivo em 1999 e levantamento de plantas com tesourinhas no quarto cultivo, em 2001.

Plantas infestadas

Foram avaliadas oito plantas por parcela, registrando-se o número delas com sinais de ataque recente ou com presença da lagarta. No primeiro cultivo (safrinha de 1999) realizaram-se cinco avaliações em intervalos de duas semanas, a partir do 16º dia da emergência das plântulas até o 72º dia, período em que as ocorrências de lagartas foram monitoradas desde os primeiros sinais de ataque. Com os resultados alcançados nesse primeiro ano, observou-se ser desnecessário o acompanhamento da evolução da infestação. Assim, nos demais cultivos optou-se por avaliações entre 30 e 45 dias da emergência das plantas. No segundo cultivo (janeiro de 2000) fizeram-se duas avaliações espaçadas de cerca de duas semanas no 30º e 43º dias da emergência; no terceiro cultivo realizou-se apenas uma avaliação em 18/12/2000 aos 40 dias da emergência; no quarto cultivo, em dezembro de 2001, foram feitas duas avaliações de lagartas no 35º e 42º dias da emergência das plântulas, épocas em que também realizaram-se avaliações de plantas contendo tesourinhas (Tabela 1).

Tabela 1. Datas de amostragens de plantas e suas respectivas idades nos quatro cultivos de milho.

| Safrinha | Data de Amostragem e Idade das Plantas | |
|---------------|--|-----------------|
| | Primeira | Última |
| Safrinha 1999 | 27.04 – 16 dias | 06 – 72 dias |
| 1999/2000 | 12.01 – 30 dias | 25.01 – 43 dias |
| 2000/2001 | 18.12 – 40 dias | ----- |
| 2001/2002 | 12.12 – 35 dias | 19.12 – 42 dias |

Biologia

Observações biológicas de final de ciclo de *S. frugiperda* foram realizadas para lagartas coletadas em 18 parcelas do ensaio com lodo de Barueri, em 08/06/1999 (plantas com 58 dias). Coletaram-se oito lagartas por parcela, que foram levadas ao laboratório (condições de $25 \pm 1^\circ\text{C}$ e fotofase de 14h) e alimentadas com pedaços de folhas colhidas das respectivas parcelas. Registraram-se mortalidade de lagartas e pupas, peso de pupas, duração pupa-adulto e emergência de adultos. Como houve emergência de parasitóides, avaliou-se também porcentagem de parasitismo.

Resultados e Discussão

Primeiro Cultivo (1999)

Para os dois lodos houve, paulatinamente, redução natural na ocorrência de plantas atacadas pela lagarta do cartucho, em todos os tratamentos.

Para o lodo de Franca, em relação à testemunha NPK, todas as doses de lodo apresentaram menor ocorrência de infestação, com tendência de redução mais acentuada nos tratamentos 2N e 4N. Para o lodo de Barueri, no geral houve maior ocorrência de lagartas nos tratamentos com lodo, havendo tendência de menor ocorrência no tratamento 4N, em relação à NPK (Tabela 2).

Dessa forma, nesse primeiro cultivo não ficou evidenciado efeito negativo do lodo à ocorrência de lagarta do cartucho. Entretanto, os dados biológicos de *S. frugiperda* obtidos a partir de lagartas de último instar, coletadas no campo em parcelas do ensaio com lodo de Barueri em época próxima à quarta avaliação de campo, mostraram resultados que permitiram complementar a avaliação dos efeitos desse lodo na ocorrência da lagarta (Tabela 3).

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

Tabela 2. Porcentagem de plantas de milho atacadas por lagarta do cartucho nos tratamentos com lodo de esgoto das ETEs de Franca e Barueri no primeiro cultivo da safrinha de 1999, segundo de 1999/2000, terceiro de 2000/2001 e quarto de 2001/2002.

| Cultivo | Lodo | Idade das Avaliação | Plantas (dia) | Tratamento | | | | | |
|-----------------|-----------------|------------------------|------------------|------------|-------|-------|--------|--------|--------|
| | | | | 0 | NPK | L - N | L - 2N | L - 4N | L - 8N |
| 1º 1999 | Franca | 1ª | 16 | 95,8 | 100,0 | 95,8 | 91,7 | 87,5 | 87,5 |
| | | 2ª | 30 | 75,0 | 87,5 | 62,5 | 50,0 | 70,8 | 75,0 |
| | | 3ª | 44 | 20,8 | 58,3 | 37,5 | 45,8 | 29,2 | 45,8 |
| | | 4ª | 60 | 12,5 | 12,5 | 20,8 | 12,5 | 16,7 | 16,7 |
| | | 5ª | 72 | 16,7 | 20,8 | 20,8 | 4,2 | 12,5 | 16,7 |
| | Barueri | 1ª | 16 | 87,5 | 91,7 | 91,7 | 95,8 | 83,3 | 91,7 |
| | | 2ª | 30 | 75,0 | 66,7 | 54,2 | 79,2 | 79,2 | 83,3 |
| | | 3ª | 44 | 20,8 | 29,2 | 33,3 | 58,3 | 25,0 | 37,5 |
| | | 4ª | 60 | 12,5 | 12,5 | 12,5 | 12,5 | 12,5 | 33,3 |
| | | 5ª | 72 | 8,3 | 25,0 | 16,7 | 12,5 | 8,3 | 20,8 |
| 2º 1999/2000 | Franca | Média | Franca | 44,2 | 55,8 | 47,5 | 40,8 | 43,3 | 48,3 |
| | | Barueri | 40,8 | 45,0 | 41,7 | 51,7 | 41,7 | 53,3 | |
| | Franca | 1ª | 30 | 50,0 | 50,0 | 29,2 | 37,5 | 50,0 | 37,5 |
| | | 2ª | 43 | 4,2 | 20,8 | 4,2 | 0,0 | 8,3 | 8,3 |
| | Barueri | 1ª | 30 | 58,3 | 54,2 | 33,3 | 12,5 | 33,3 | 62,5 |
| | | 2ª | 43 | 8,3 | 20,8 | 4,2 | 0,0 | 8,3 | 8,3 |
| | Média | Franca | 27,1 | 35,4 | 16,7 | 18,7 | 29,1 | 22,9 | |
| | | Barueri | 33,1 | 37,5 | 18,7 | 6,2 | 20,8 | 35,4 | |
| | 3º 2000/2001 | Franca | 30 | 16,7 | 4,2 | 8,3 | 20,8 | 20,8 | 25,0 |
| | | | 30 | 0 | 4,2 | 16,7 | 0 | 12,5 | 20,8 |
| Franca | | 1ª | 35 | 33,3 | 29,2 | 16,7 | 12,5 | 16,7 | 29,2 |
| 4º 2001/2002 | Barueri | 2ª | 42 | 33,3 | 14,6 | 16,7 | 6,2 | 10,4 | 14,6 |
| | | 1ª | 35 | 54,2 | 37,5 | 25,0 | 20,8 | 20,8 | 25,0 |
| | Média | 2ª | 42 | 27,1 | 12,5 | 8,3 | 6,2 | 14,6 | 8,3 |
| | | Franca | 33,3 | 21,9 | 16,7 | 9,3 | 13,5 | 21,9 | |
| | | Barueri | 40,6 | 25,0 | 16,6 | 13,5 | 17,7 | 16,6 | |

As doses de lodo (L) foram calculadas tendo como base o teor de N nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha sem aplicação de nutrientes (0) e testemunha com fertilização mineral (NPK) recomendada para o milho.

Tabela 3. Dados biológicos de *Spodoptera frugiperda* criada em laboratório (25 ± 1°C, fotofase 14h) a partir de lagartas coletadas nas parcelas do ensaio com lodo de esgoto da ETE de Barueri em 08/06/99.

| Tratamento | % Sobrevivência¹ | | % Paras.² | Duração Pupa-Adulto (dias) | Peso (mg) de Pupas | % Adultos Emersos³ | |
|------------|------------------|--------|-----------|-------------------------------|-----------------------|--------------------|----------|
| | Larval | Pupal | | | | Lag. Total | Lag. Sãs |
| 0 | 83,33 | 100,00 | 12,00 | 11,9 | 239 | 72,00 | 81,82 |
| NPK | 86,96 | 84,21 | 8,33 | 11,8 | 245 | 66,67 | 72,72 |
| L - N | 90,91 | 80,00 | 29,17 | 12,0 | 236 | 50,00 | 70,59 |
| L - 2N | 75,00 | 72,73 | 29,17 | 10,0 | 197 | 33,33 | 47,06 |
| L - 4N | 73,91 | 84,61 | 20,83 | 11,0 | 261 | 45,83 | 57,89 |
| L - 8N | 87,50 | 68,75 | 20,83 | 12,2 | 266 | 45,83 | 57,89 |

(1) Sobrevivência = % de lagartas e crisálidas não parasitadas que completaram as fases.

(2) % Paras. = % de insetos parasitados.

(3) % Adultos Emersos em relação às lagartas coletadas (Lag. Total) e às lagartas não parasitadas (Lag. Sãs).

As doses de lodo (L) foram calculadas tendo como base o teor de N nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha sem aplicação de nutrientes (0) e testemunha com fertilização mineral (NPK) recomendada para o milho.

Efeito de Lodos de Esgoto na Ocorrência de Lagarta do Cartucho do Milho

Na Tabela 3 observa-se que nos tratamentos 2N e 4N do lodo de Barueri a taxa de sobrevivência de lagartas foi inferior aos demais tratamentos e o efeito negativo do tratamento 2N continuou na fase pupal, onde a taxa de sobrevivência foi menor, assim como houve uma leve redução no tempo de duração dessa fase, resultando em menor peso de pupas e menor taxa de emergência de adultos, indicando que o alimento não foi adequado. A emergência de adultos também foi afetada pelas doses 4N e 8N, devido à mortalidade, respectivamente, na fase de larva e pupa, apesar das pupas terem atingido os maiores pesos. A dose N de lodo praticamente não afetou o desenvolvimento da praga, em relação às testemunhas. Entretanto, o que chamou atenção foi o parasitismo, na maioria por moscas Tachinidae, de ocorrência mais elevada nos tratamentos com lodo, indicando que o efeito destes não atingiu as larvas dos parasitóides.

Segundo Cultivo (1999/2000)

No segundo cultivo as infestações de lagartas (Tabela 2) nos tratamentos lodo de Franca e de Barueri diferiram apenas na primeira avaliação (30 dias). Nesta, obtiveram-se que nas doses N, 2N e 8N de lodo Franca e doses N, 2N e 4N de Barueri houve ocorrência inferior às testemunhas, destacando-se a dose 2N de Barueri. Na segunda avaliação os resultados foram quase idênticos, indicando que não houve efeito tóxico do lodo de Barueri à praga. Em média, na testemunha NPK houve maior ocorrência da lagarta.

Terceiro Cultivo (2000/2001)

Nesse cultivo houve infestação relativamente baixa de lagarta e na única avaliação, realizada aos 30 dias (Tabela 2), obteve-se que para todas as doses de lodo de Franca as ocorrências da praga superaram a testemunha NPK, tendo a dose N infestação inferior à testemunha absoluta.

Para lodo de Barueri, a ocorrência na dose 2N foi igual à testemunha absoluta e inferior a NPK e nas demais doses as infestações superaram ambas as testemunhas. Isto indicou, novamente, que esse lodo não apresentou toxicidade à lagarta.

Quarto Cultivo (2001/2002)

Para todas as doses de lodo de Franca e Barueri no quarto cultivo (quarta aplicação dos lodos) as ocorrências de infestação foram inferiores às testemunhas absolutas, nas duas avaliações. Em relação às testemunhas NPK, nas duas avaliações ocorreram menores infestações nas doses 2N e 4N de Franca e N, 2N e 8N de Barueri, sendo que na dose 2N de ambos os lodos as infestações de lagartas foram as menores (Tabela 2).

Esses resultados novamente indicaram a não toxicidade dos lodos avaliados à lagarta do cartucho, mesmo porque o efeito negativo à ocorrência da praga ocorreu para os dois tipos de lodos. Além disso, se houvesse toxicidade do lodo de Barueri à lagarta, esse efeito seria percebido na ocorrência do inimigo natural, principalmente nas maiores doses (4N e 8N). Os resultados das ocorrências de plantas com tesourinhas no quarto cultivo podem ser vistos na Figura 1.

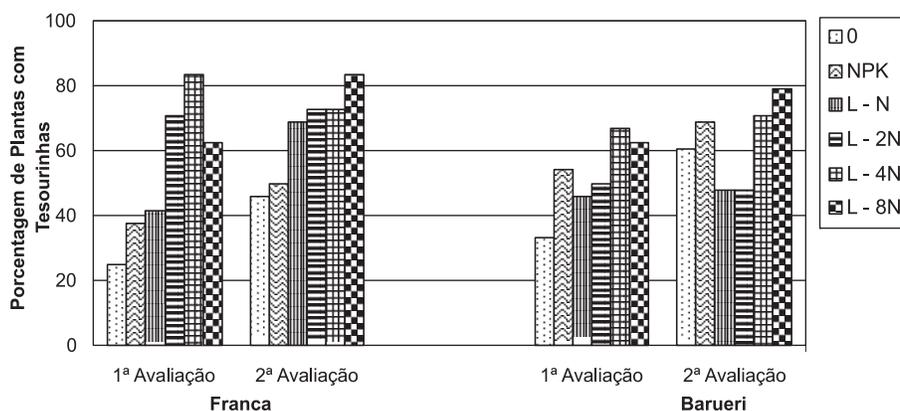


Fig. 1. Porcentagem de plantas de milho contendo tesourinhas nos tratamentos com lodos de esgoto das ETEs de Franca e de Barueri no quarto cultivo, em 2001. As doses de lodo (L) foram calculadas tendo como base o teor de N nos mesmos, de forma a suprir a necessidade de N do milho em 1, 2, 4 e 8 vezes, além dos tratamentos testemunha sem aplicação de nutrientes (0) e testemunha com fertilização mineral (NPK) recomendada para o milho.

Efeito de Lodos de Esgoto na Ocorrência de Lagarta do Cartucho do Milho

Para os tratamentos com o lodo de Franca houve uma relação inversa, isto é, nos tratamentos com maior ocorrência de lagartas houve menor ocorrência de tesourinhas e nos menos atacados a ocorrência foi mais elevada. Para Barueri foi observado que nas doses 4N e 8N as ocorrências de tesourinhas foram similares às testemunhas, apesar das doses N e 2N terem apresentado resultados inferiores às testemunhas na segunda avaliação. Esses resultados sugeriram que (1) a redução da população de lagarta do cartucho provavelmente teve como causa o efeito do lodo de esgoto, aliado à maior ocorrência de inimigo natural nos tratamentos Franca e nas doses 4N e 8N de Barueri; (2) as doses N e 2N do lodo de Barueri exerceram alguma influência negativa na ocorrência de tesourinhas.

Observou-se nos quatro cultivos que, mais freqüentemente a dose 2N, seguida pela 4N, de ambos os lodos, causaram redução mais significativa de plantas atacadas por lagarta do cartucho. Isso pode ter várias causas e talvez a mais provável seja de ordem edáfica, pois o balanço, a mineralização e a disponibilidade de nutrientes se não forem satisfatórias podem implicar em baixa absorção pelas plantas de nutrientes essenciais ao pleno desenvolvimento do inseto, alterando sua biologia e mesmo resultando em mortalidade. Mesmo em relação a metais pesados, cujos teores foram baixos no lodo de Franca, o cádmio, que é o mais absorvível e mais tóxico para a fauna tem, de acordo com Lindquist (1992), absorção variável entre diferentes espécies de plantas e além disso a alta concentração de zinco é benéfica na redução da toxicidade do Cd. Por sua vez, a absorção de Zn, bem como de outros elementos, também varia de planta para planta. Assim, os elementos presentes no lodo podem interagir de inúmeras formas dependendo de suas concentrações e do ambiente.

Considerações finais

Os resultados obtidos em quatro anos de aplicação de lodo de esgoto em cultura de milho permitem afirmar que os lodos avaliados não causaram efeitos tóxicos à lagarta do cartucho do milho e nem aos seus inimigos

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

naturais. Houve um efeito positivo do lodo na redução de ocorrência da praga e no aumento de inimigos naturais, mas a causa disso não ficou definida.

Os artigos (poucos) publicados sobre influência de lodo de esgoto em insetos, tratam de efeitos dos metais pesados, tornando mais difícil a interpretação dos resultados de efeitos do lodo como fertilizante.

Assim, há necessidade tanto de intensificação dos estudos como também destes serem realizados por período longo, avaliando as interações.

Referências

BENNINGER-TRUAX, M.;TAYLOR, D.H. Municipal sludge metal contamination of old-field ecosystems: do liming and tilling affect remediation. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.12, n.10, p.1931-1943, 1993.

BERTON, R.S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W. ; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.259-268.

CULLINEY, T.W.; PIMENTEL,D. Effects of chemically contaminated sewage sludge on an aphid population. **Ecology**, v.67, n.6, p.1665-1669,1986.

FAUST, J.G.; OBERST, R.L. Economic value of biosolids to farmers. **Biocycle**, v.37, n.1, p. 67-69, 1996.

LARSEN, K.J.; LITSCH, A.L.; BREWER, S.R.; TAYLOR, D.H. Contrasting effects of sewage sludge and commercial fertilizer on egg to adult development of two herbivorous insect species. **Ecotoxicology**, v.3, p. 94-109, 1994.

LINDIQUIST, L. Accumulation of cadmium, copper, and zinc in five species of phytophagous insects. **Environmental Entomology**, v.21, n.1, p.160-163, 1992.

15

Efeito do Lodo de Esgoto na Incidência da Podridão do Colmo do Milho Causada por *Fusarium*

Wagner Bettiol e José Abrahão Haddad Galvão

Introdução

Nas últimas décadas, visando à despoluição dos rios, os esgotos começaram a ser tratados, resultando na produção de um lodo rico em matéria orgânica e nutrientes, denominado lodo de esgoto, que necessita de uma adequada disposição final. Entre as diversas alternativas existentes para a disposição do lodo de esgoto, aquela para fins agrícolas apresenta-se como uma das mais convenientes, pois, como o lodo é rico em nutrientes e matéria orgânica é recomendada sua aplicação como condicionador de solo e/ou fertilizante. Entretanto, a utilização do lodo de esgoto como fertilizante causa alterações nas propriedades físico-químicas e biológicas do solo. Portanto, em todo e qualquer estudo sobre o uso do lodo de esgoto na agricultura, há necessidade de se conhecer o que ocorre com essas características, haja vista que cada uma delas está desempenhando um papel fundamental na vida do solo e no funcionamento do agroecossistema.

A incorporação de lodo de esgoto no solo reduziu a incidência e a severidade do mofo branco em alface, causado por *Sclerotinia minor* (Millner et al., 1982; Lumsden et al., 1986); das podridões de raízes de sorgo e de cana-de-açúcar, causadas por *Pythium arrhenomanes* (Bettiol & Krugner, 1984; Dissanayake & Hoy, 1999); da podridão do colo do pimentão, causada por *Phytophthora capsici* (Lumsden et al., 1983); da murcha de *Fusarium* em pepino e basilico, causada por *Fusarium oxysporum* (Lumsden et al., 1983; Ferrara et al., 1996); do tombamento causado por *Rhizoctonia solani* e *Pythium ultimum* em ervilha e algodão (Lewis et al., 1992); da “dollar spot” em gramados de

campo de golfe, causada por *Sclerotinia homoeocarpa* (Nelson & Craft, 1992); da podridão de *Pythium graminicola* em *Agrostis palustris* (Craft & Nelson, 1996); da podridão de raiz em feijão, algodão e rabanete, causada por *R. solani* (Lumsden et al., 1983); da murcha bacteriana em tomateiro, causada por *Pseudomonas solanacearum* (Prior & Bérarnis, 1990); de *Meloidogyne incognita* em tomateiro (Castagnone-Sereno & Kermarrec, 1991); do tombamento de plântulas de pepino, causado por *Pythium aphanidermatum* (Santos et al., 2000); e do tombamento e da podridão do colo de feijoeiro, causadas por *Sclerotium rolfsii* (Santos & Bettiol, 2001). Por outro lado, McIlveen & Cole (1977) e Chellemi et al. (1992) relataram que o lodo de esgoto não interferiu na incidência de murcha bacteriana do milho e do tomateiro, respectivamente. Entretanto, também existem relatos de aumento de doenças com a incorporação do lodo de esgoto, como por exemplo a podridão do colmo do milho, causado por *Fusarium* (Bettiol, 2000); da podridão de *Gibberella* em milho (McIlveen & Cole, 1977) e podridões radiculares causadas por *P. ultimum* e *Thielaviopsis basicola* em feijão, ervilha e algodão (Millner et al., 1982).

Nesse trabalho foi avaliado o efeito do lodo de esgoto sobre a podridão do colmo do milho, causada por *Fusarium*, pois com a aplicação contínua do lodo de esgoto foi observado um aumento dessa doença. Essa informação é importante porque pode afetar a produtividade da cultura e é um impacto imediatamente observado pelos agricultores.

Metodologia

No ensaio descrito detalhadamente no capítulo 1, conduzido por três anos, sendo que no primeiro foi cultivado o milho variedade CATI AL 30, com semeadura realizada em 05/04/1999; no segundo foi cultivado o híbrido AG1043, com semeadura em 13/12/1999 e no terceiro o híbrido Savana 133S, com semeadura em 30/10/2000, foram realizadas as seguintes avaliações: **1. incidência da podridão do colmo** - o número total de plantas nas linhas centrais das parcelas e o número de plantas com sintomas da podridão do colmo do milho causada por *Fusarium* foram avaliados, aproximadamente, 100 dias após

Efeito do Lodo de Esgoto na Incidência da Podridão do Colmo do Milho Causada por *Fusarium*

cada semente. Com esses dados calculou-se a incidência da doença por parcela; **2. população de *Fusarium* e de *Bacillus*** - as populações de *Fusarium* e de *Bacillus* do solo foram determinadas pelo método de diluições em série, seguido de plaqueamento em meio de cultura. Para *Fusarium* foi utilizado o meio NSF (Nash & Snyder, 1962) e para *Bacillus* o meio Nutriente Ágar. Alíquotas (0,1 mL) das diluições (10^{-2} e 10^{-3} para *Fusarium* e 10^{-3} e 10^{-4} para *Bacillus*) de cada amostra de solo foram transferidas para cada meio de cultura em placas de Petri, com três repetições. Para *Bacillus*, as diluições foram aquecidas em banho maria a $85 \pm 2^\circ\text{C}$ por 15 min, resfriadas à temperatura ambiente e então plaqueadas. As avaliações foram realizadas por meio da contagem do número de colônias por placa e expressas em unidades formadoras de colônias por grama de solo seco (UFC/g solo seco); **3. pH e condutividade elétrica (CE) do solo** - amostras de solos foram analisadas para determinar o pH e a CE de acordo com a metodologia descrita por Embrapa (1979); **4. atributos químicos do solo** - análises da fertilidade da terra foram realizadas em amostras de solos coletadas em 12/01/2000 e 23/03/2001. Essas datas correspondem à metade do segundo cultivo e ao final do terceiro.

Resultados e Discussão

No primeiro ciclo de cultivo do milho, isto é, na safrinha de 1999, não foram observadas plantas com sintomas da podridão do colmo. Entretanto, nos dois cultivos subsequentes a incidência da doença foi alta (Fig. 1). Nas safras 1999/2000 e 2000/2001, as análises de regressão mostraram que a porcentagem de plantas doentes foi positivamente correlacionada com as concentrações de lodos de esgotos incorporadas ao solo (Fig. 1). Os coeficientes de determinação para o segundo cultivo do milho foram de $R^2 = 0,90$ e $R^2 = 0,84$, para os lodos de Franca e de Barueri, respectivamente; enquanto que para o terceiro cultivo foram de $R^2 = 0,77$ e $R^2 = 0,45$, para os lodos de Franca e Barueri, respectivamente. Esses dados estão de acordo com os observados por McIlveen & Cole (1977), os quais verificaram aumento da podridão de *Gibberella* em milho.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

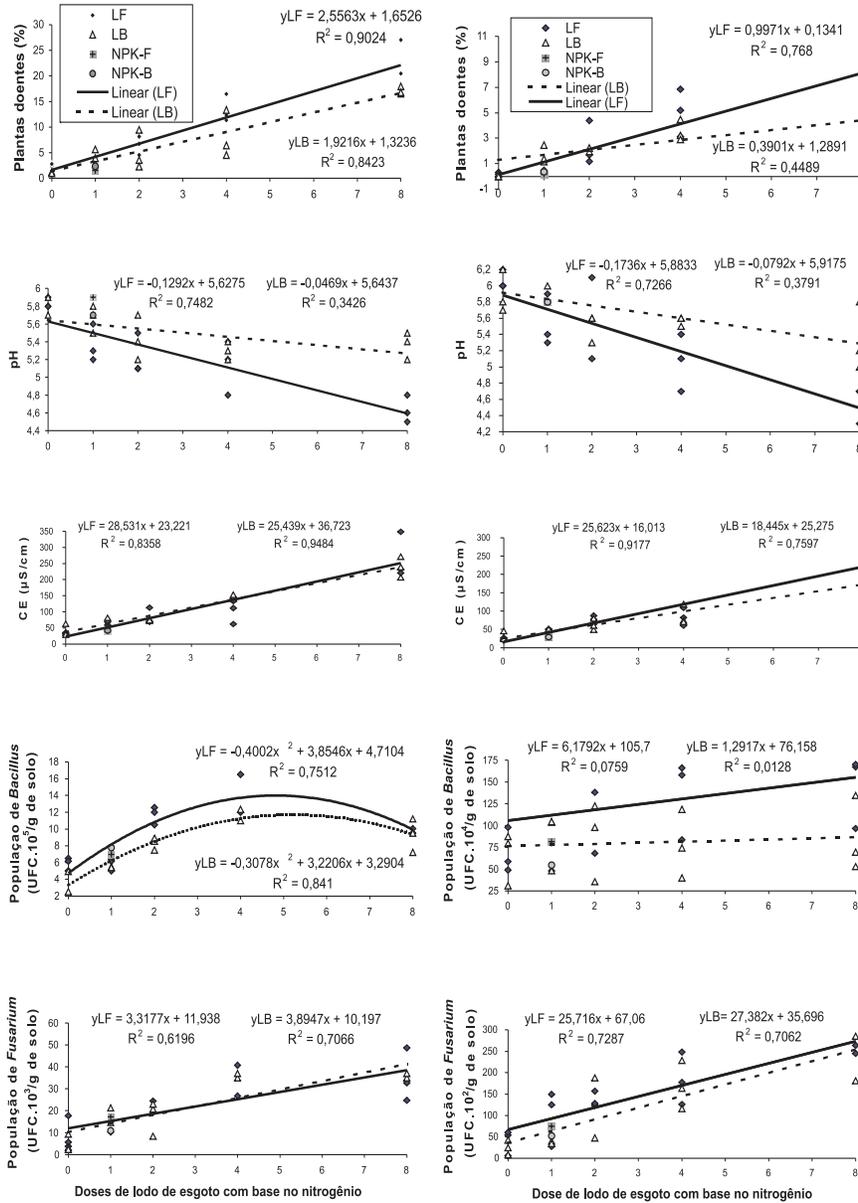


Fig. 1. Efeito de doses de lodo de esgoto (LF=lodo Franca; LB= Lodo Barueri; NPK-F=adubação mineral recomendada comparativa ao lodo Franca; NPK-B= adubação mineral recomendada comparativa ao lodo Barueri) sobre a porcentagem de plantas doentes, pH e condutividade elétrica do solo, e população de *Bacillus* e de *Fusarium* do solo. Coluna da esquerda contém os dados do segundo plantio e da direita do terceiro plantio.

Efeito do Lodo de Esgoto na Incidência da Podridão do Colmo do Milho Causada por *Fusarium*

Quando o lodo foi aplicado na concentração recomendada, isto é, na dose para fornecer a quantidade de nitrogênio semelhante ao tratamento com adubação mineral, a ocorrência da doença foi semelhante entre os dois tratamentos, demonstrando a importância de se aplicar a quantidade adequada de lodo. Quando o lodo foi aplicado nas doses de 2, 4 e 8 vezes a dose recomendada pela norma P4230, da CETESB, que estabelece os critérios para a aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas (CETESB, 1999), a incidência da doença foi alta. Entretanto, essas doses nunca podem ser utilizadas pelos agricultores, pois apesar do aumento na produção do milho, poderão ocorrer sérios problemas de desequilíbrio nutricional e contaminação do lençol freático com nitrato, entre outros. Por outro lado, o resultado demonstra a necessidade de monitoração da ocorrência da doença em áreas onde ocorre o uso contínuo do resíduo, pois poderá apresentar os problemas aqui observados num curto espaço de tempo.

A população de *Fusarium* do solo, determinada por meio de diluição em série, foi positivamente correlacionada com as doses de lodos, com coeficiente de determinação de $R^2 = 0,62$ e de $R^2 = 0,71$, para o segundo e de $R^2 = 0,73$ e de $R^2 = 0,71$, para o terceiro cultivo do milho, para os lodos de Franca e de Barueri, respectivamente. As populações de *Fusarium* do solo apresentaram variação entre 10.000 na testemunha, para 40.000 na maior concentração de lodo.

Apesar da correção da acidez do solo para pH 5,7, antes da primeira e da terceira aplicação do lodo, ocorreu uma acentuada redução do pH do solo, atingindo valores próximos de quatro para as maiores concentrações de lodo. A acidificação do solo foi mais acentuada com o lodo de Franca do que com o de Barueri (Fig. 1). Foram verificadas correlações negativas entre o pH e as concentrações de lodos, sendo $R^2 = 0,75$ e $R^2 = 0,34$ para o segundo cultivo, e $R^2 = 0,73$ e $R^2 = 0,39$, para o terceiro cultivo, para os lodos de Franca e de Barueri, respectivamente. Observa-se também que com a redução do pH dos solos ocorreu aumento na incidência da doença (Fig. 1).

A condutividade elétrica (CE) do solo foi positivamente correlacionada com a concentração de lodo de esgoto, sendo os coeficientes

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

de determinação $R^2 = 0,84$ e $R^2 = 0,95$, para o segundo e de $R^2 = 0,92$ e de $R^2 = 0,76$, para o terceiro cultivo para os lodos de Franca e de Barueri, respectivamente.

A análise de correlação, realizada considerando os dois lodos, entre as variáveis estudadas para o segundo cultivo do milho, demonstra que a porcentagem de plantas doentes se correlaciona negativamente com o pH ($r = -0,67^{**}$) e positivamente com a CE ($r = 0,84^{**}$) e com a população de *Fusarium* do solo ($r = 0,77^{**}$). Para o terceiro cultivo a incidência de doença também foi negativamente correlacionada com o pH ($r = -0,66^{**}$) e positivamente correlacionada com a CE ($r = 0,78^{**}$) e com a população de *Fusarium* do solo ($r = 0,72$).

Pereira (1997) e Shurtleff (1980) recomendam uma adubação equilibrada, principalmente evitando baixos níveis de potássio e altos de nitrogênio para o controle da doença. Como o lodo de esgoto se constitui numa excelente fonte de nitrogênio e houveram três aplicações sucessivas de lodo, possivelmente parte do nitrogênio orgânico foi mineralizado nesse período, podendo ter disponibilizado esse nutriente em excesso. Por outro lado, o lodo de esgoto é pobre em potássio e a complementação com esse nutriente talvez não tenha sido suficiente. Uma das possíveis explicações para o aumento da incidência da doença é o desequilíbrio nutricional causado pelas aplicações do lodo de esgoto (Tabelas 1 e 2). Esse desequilíbrio ocorre pois o lodo não é nutricionalmente balanceado.

Em revisão sobre o manejo de murcha de *Fusarium* em hortaliças por macro e micronutrientes, Jones et al. (1989) discutem que um alto nível de fósforo aumenta a incidência da doença, enquanto que elevando os teores de K e Ca há uma redução na severidade. No presente trabalho foi observado que o nível de P aumentou com as aplicações de lodo (Tabelas 3 e 4). Além disso, estudos de correlação entre níveis de P e a % de plantas doentes demonstraram a existência de correlações positivas entre essas duas características, com $r = 0,73$ e $r = 0,92$ para o lodo Franca; e $r = 0,65$ e $r = 0,57$ para o lodo Barueri, no segundo e terceiro cultivo, respectivamente (Tabela 3).

Esses resultados evidenciam a necessidade da realização de estudos interdisciplinares na pesquisa envolvendo a utilização de resíduos urbano-industriais na agricultura.

Efeito do Lodo de Esgoto na Incidência da Podridão do Colmo do Milho Causada por *Fusarium*

Tabela 1. Análise química da terra realizada em amostras coletadas na metade do segundo plantio de milho adubado com lodo de esgoto.

| Tratamento | M.O. g/dm ³ | pH | P mg/dm ³ | K | Ca | Mg mmolc/dm ³ | H+Al | S.B. | C.T.C. | V % | B | Cu | Fe mg/dm ³ | Mn | Zn |
|--------------|---------------------------|-----|-------------------------|-----|------|-----------------------------|------|------|--------|--------|------|------|--------------------------|-----|------|
| Lodo Franca | | | | | | | | | | | | | | | |
| TEST | 32,3 | 4,5 | 6,7 | 1,3 | 10,7 | 6,3 | 48,7 | 18,3 | 67,2 | 27,3 | 0,13 | 1,07 | 52,7 | 4,2 | 0,9 |
| NPK | 33,7 | 4,6 | 8,3 | 1,4 | 13 | 7,7 | 47 | 22,0 | 69,2 | 31,7 | 0,14 | 1,23 | 55,7 | 5,2 | 1,4 |
| LF1N | 33,7 | 4,3 | 19,3 | 2,3 | 9,3 | 4,7 | 56 | 16,3 | 72,4 | 22 | 0,23 | 1,37 | 71,7 | 6,1 | 3,4 |
| LF2N | 38,0 | 4,3 | 42,3 | 1,7 | 13,7 | 5 | 61 | 20,4 | 81,4 | 25,3 | 0,28 | 2,13 | 103,7 | 9,5 | 8,4 |
| LF4N | 39,3 | 4,3 | 33 | 1,5 | 15,3 | 5,7 | 61 | 22,5 | 83,5 | 27,3 | 0,31 | 1,87 | 86 | 7 | 6,8 |
| LF8N | 43,7 | 4,1 | 78,7 | 1,1 | 18,7 | 5 | 74,7 | 24,8 | 99 | 25,3 | 0,39 | 3,1 | 127,3 | 8,6 | 17,5 |
| Lodo Barueri | | | | | | | | | | | | | | | |
| TEST | 35,5 | 5,0 | 7,5 | 1,3 | 25,2 | 18 | 43,7 | 44,6 | 88,5 | 42,7 | 0,14 | 1,22 | 49 | 6,6 | 1,2 |
| NPK | 35,3 | 4,5 | 47 | 1,4 | 15 | 5,7 | 54 | 20,0 | 76,2 | 28 | 0,2 | 3,73 | 78,7 | 5,4 | 10,4 |
| LB1N | 36,0 | 4,6 | 54 | 1,9 | 19 | 8 | 49,3 | 28,9 | 78,6 | 37 | 0,18 | 4,4 | 70,7 | 5,5 | 11,9 |
| LB2N | 37,3 | 4,5 | 66,7 | 1,7 | 20 | 6,7 | 51 | 28,4 | 79,6 | 35,3 | 0,19 | 5,1 | 82,7 | 6,4 | 14,2 |
| LB4N | 37,7 | 4,5 | 73,3 | 1,4 | 20,3 | 6,3 | 60,7 | 28,1 | 88,7 | 31,3 | 0,23 | 7 | 96,3 | 6,1 | 20,8 |
| LB8N | 44,7 | 4,8 | 175,7 | 0,9 | 36,3 | 5,7 | 49 | 42,9 | 92 | 46,7 | 0,34 | 15,7 | 128 | 8,1 | 49,6 |

TEST = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada para a cultura de milho; LF1N = lodo de esgoto de Franca para fornecer a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura; LF2N, LF4N e LF8N = duas, quatro e oito vezes a concentração de LF1N, respectivamente; LB1N = lodo de esgoto de Barueri para fornecer a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura; LB2N, LB4N e LB8N = duas, quatro e oito vezes a concentração de LB1N.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

Tabela 2. Análise química da terra realizada em amostras coletadas no final do terceiro plantio de milho adubado com lodo de esgoto.

| Tratamento | M.O. g/dm ³ | pH | P mg/dm ³ | K | Ca | Mg mmolc/dm ³ | H+Al | S.B. | C.T.C. | V % |
|--------------|---------------------------|------|-------------------------|------|------|-----------------------------|------|------|--------|--------|
| Lodo Franca | | | | | | | | | | |
| TEST | 23,7 | 5,4 | 4,3 | 0,53 | 19,3 | 9,3 | 30 | 29,2 | 59,2 | 49,3 |
| NPK | 25 | 5,3 | 12,7 | 1,23 | 23,7 | 9,3 | 34 | 34,2 | 38,5 | 50 |
| LF1N | 26,3 | 5,0 | 10,3 | 0,77 | 19,3 | 8 | 39,3 | 28,1 | 37,7 | 41,3 |
| LF2N | 29,7 | 5,3 | 21,7 | 0,73 | 30,3 | 10 | 35 | 41,0 | 76,2 | 52,3 |
| LF4N | 31 | 4,7 | 27,7 | 0,53 | 20 | 6,7 | 47 | 27,2 | 74,4 | 36,3 |
| LF8N | 34,3 | 4,4 | 62 | 0,47 | 19 | 5,3 | 60 | 24,8 | 84,9 | 29 |
| Lodo Barueri | | | | | | | | | | |
| TEST | 28 | 5,2 | 4,7 | 0,6 | 18,3 | 10,7 | 35,7 | 29,6 | 65,3 | 45,3 |
| NPK | 25,3 | 5,1 | 8,3 | 1 | 19,3 | 7,7 | 36,7 | 28 | 64,9 | 43 |
| LB1N | 25,7 | 5,3 | 27,7 | 0,6 | 26 | 10,3 | 33 | 36,9 | 68,2 | 53,7 |
| LB2N | 29,3 | 5,0 | 44,3 | 0,63 | 25 | 8 | 40,7 | 33,6 | 74,5 | 44,7 |
| LB4N | 29,7 | 5,1 | 82 | 0,6 | 30,3 | 6,7 | 40,7 | 37,6 | 78,5 | 47,7 |
| LB8N | 34 | 4,97 | 178 | 0,53 | 40 | 6,7 | 45,3 | 47,2 | 92,8 | 51 |

TEST = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada para a cultura de milho; LF1N = lodo de esgoto de Franca para fornecer a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura; LF2N, LF4N e LF8N = duas, quatro e oito vezes a concentração de LF1N, respectivamente; LB1N = lodo de esgoto de Barueri para fornecer a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura; LB2N, LB4N e LB8N = duas, quatro e oito vezes a concentração de LB1N.

Efeito do Lodo de Esgoto na Incidência da Podridão do Colmo do Milho Causada por *Fusarium*

Tabela 3. Correlação entre os atributos químicos do solo adubado com lodo de esgoto das Estações de Tratamento de Esgoto de Franca (LF) e de Barueri (LB) e a porcentagem de plantas de milho com podridão do colmo, no segundo e terceiros cultivos de milho.

| Tratamento | M.O. | pH | P | K | Ca | Mg | H+Al | S.B. | C.T.C. | V% | B | Cu | Fe | Mn | Zn |
|--------------|------------------|--------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|------|-------|
| | Segundo cultivo | | | | | | | | | | | | | | |
| Lodo Franca | 0,86* | -0,54* | 0,73* | -0,51 | 0,71* | -0,03 | 0,70* | 0,55* | 0,83* | 0,08 | 0,69* | 0,83* | 0,74* | 0,44 | 0,84* |
| | Segundo cultivo | | | | | | | | | | | | | | |
| Lodo Barueri | 0,62* | 0,25 | 0,65* | 0,56* | 0,61* | 0,42 | 0,05 | 0,49 | 0,52* | 0,34 | 0,88* | 0,73* | 0,75* | 0,32 | 0,71* |
| | Terceiro cultivo | | | | | | | | | | | | | | |
| Lodo Franca | 0,86* | 0,59* | 0,92* | -0,44 | -0,16 | -0,41 | 0,72* | 0,03 | 0,85* | -0,37 | - | - | - | - | - |
| | Terceiro cultivo | | | | | | | | | | | | | | |
| Lodo Barueri | 0,22 | -0,44 | 0,57* | -0,41 | -0,62* | 0,50 | 0,50 | 0,35 | 0,56* | -0,03 | - | - | - | - | - |

Referências

BETTIOL, W. Efeito do lodo de esgoto na incidência da podridão do colmo do milho causada por *Fusarium*. **Fitopatologia Brasileira**, v.25, supl., p.359, 2000.

BETTIOL, W.; KRÜGNER, T.L. Influência do lodo de esgoto na severidade da podridão de raiz do sorgo causada por *Pythium arrhenomanes*. **Summa Phythopatologica**, v.10, p.243-251, 1984.

CASTAGNONE-SERENO, P.; KERMARREC, A. Invasion of tomato roots and reproduction of *Meloidogyne incognita* as affected by raw sewage sludge. **Journal of Nematology**, v.23, p.724-728, 1991.

CETESB. **Sistemas de aplicação de biossólidos e lodos de tratamentos biológicos em áreas de uso agrícola** - critérios para projeto e operação. São Paulo, 1999. 29p. (Norma P 4 230).

CHELLEMI, D.O.; MITCHELL, D.J.; BARKDO, L. Effect of composted organic amendments on the incidence of bacterial wilt of tomato. **Proceedings of the Florida State Horticultural Society**, v. 105, p.364-366. 1992.

CRAFT, C. M.; NELSON, E. B. Microbial properties of composts that suppress damping-off and root rot of creeping bentgrass caused by *Pythium graminicola*. **Applied and Environmental Microbiology**, v.62, p.1550-1557, 1996.

DISSANAYAKE, N.; HOY, J.W. Organic material soil amendment effects on root rot and sugarcane growth and characterization of the materials. **Plant Disease**, v.83, p.1039-1046, 1999.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1979.

FERRARA, A.M.; AVATANEO, M.; NAPPI, P. First experiments of compost suppressiveness to some phytopathogens. In: BERTOLDI, M. de; SEQUI, P.; LEMMES, B. (Ed.). **The science of composting**. Glasgow: Blackie Academic & Professional, 1996. Part 2. p.1157-1160.

JONES, J.P.; ENGELHARD, A.W.; WOLTZ, S.S. Management of *Fusarium* wilt of vegetables and ornamentals by macro- and microelement nutrition. In: ENGELHARD, A.W. **Soilborne plant pathogens: management of diseases with macro- and microelements**. St Paul: APS, 1989. p.18-32.

LEWIS, J.A.; LUMSDEN, R.D.; MILLNER, P.D.; KEINATH, A.P. Suppression of damping-off of peas and cotton in the field with composte sewage sludge. **Crop Protection**, v.11, p. 260-266, 1992.

Efeito do Lodo de Esgoto na Incidência da Podridão do Colmo do Milho Causada
por *Fusarium*

LUMSDEN, R.D.; LEWIS, J.A.; MILLNER, P.D. Effect of composted sewage sludge on several soilborne pathogens and diseases. **Phytopathology**, v.73, p.1543-1548, 1983.

LUMSDEN, R.D.; MILLNER, P.D.; LEWIS, J.A. Suppression of lettuce drop caused by *Sclerotinia minor* with composed sewage sludge. **Plant Disease**, v.70, p.197-201, 1986.

McILVEEN, W.D.; COLE JR., H. Influence of sewage sludge soil amendment on various biological components of the corn field ecosystem. **Agriculture and Environment**, v.3, p. 349-361, 1977.

MILLNER, P.D.; LUMSDEN, R.D.; LEWIS, J.A. Controlling plant disease with sludge compost. **Biocycle**, v.23, p.50-52, 1982.

NASH, S.M.; SNYDER, W.C. Quantitative estimations by plate counts of propagules of the bean root rot *Fusarium* in field soils. **Phytopathology**, v.52, p.567-572, 1962.

NELSON, E. B.; CRAFT, C. M. Suppression of dollar spot on creeping bentgrass and annual bluegrass turf with compost-amended topdressings. **Plant Disease**, v.76, n.9, p.954-958, 1992.

PEREIRA, O.A.P. Doenças do milho (*Zea mays* L.). In: KIMATI, H.; AMORIM, L.; BERGAMIN FILHO, A.; CAMARGO, L.E.A.; REZENDE, J.A.M. **Manual de fitopatologia**. Volume 2: Doenças das plantas cultivadas. São Paulo: Ceres, 1997. p.538-555.

PRIOR, P.; BÉRAMIS, M. Induction de la résistance au flétrissement bactérien dû à *Pseudomonas solanacearum* E. F. Smith in chez un cultivar de tomate réputé sensible. **Agronomie**, v.10, p.391-401, 1990.

SANTOS, I.; BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the rot and seedling damping-off of bean plants caused by *Sclerotium rolfsii*. **Crop Protection**, v.22, p.1093-1097, 2003.

SANTOS, I. dos; MAZZEO, A.N.; BETTIOL, W. Efeito do lodo de esgoto no tombamento de plântulas de pepino induzido por *Pythium aphanidermatum*. **Summa Phytopathologica**, v. 26, n.1, p.141, 2000.

SHURTLEFF, M.C. **Compendium of corn diseases**. St. Paul: APS, 1980. 105p.

16

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

Carolina Leoni e Raquel Ghini

Introdução

Entre as doenças fúngicas que afetam os citros, o tombamento, a gomose e a podridão do pé e raízes causadas por *Phytophthora* spp. estão entre as de maior importância econômica. A gomose ocorre em todas as regiões produtoras de citros e as principais espécies de *Phytophthora* predominantes no Brasil são *P. nicotianae* (sin. = *P. parasitica*) e *P. citrophthora* (Feichtenberger et al., 1997).

Atualmente, o manejo das doenças causadas por *Phytophthora* é baseado na integração de várias medidas de controle, que podem variar dependendo da idade da planta e da manifestação da doença (Erwin & Ribeiro, 1996; Wilcox et al., 1999). As medidas preventivas nos viveiros para obtenção de mudas sadias são extremamente importantes para evitar a disseminação do patógeno para áreas não infestadas. O uso de porta-enxertos resistentes constitui uma das principais medidas de controle, porém, nem sempre existe boa correlação entre a resistência de uma cultivar à infecção de tronco e sua tolerância às podridões de raízes. No Brasil, a incidência dessas doenças aumentou após o aparecimento da tristeza e o declínio dos citros, pois a maioria dos porta-enxertos empregados é suscetível ao gênero *Phytophthora* (Feichtenberger, 1989; 1990). Também são importantes as medidas de controle da doença nos pomares, como a escolha de áreas desfavoráveis à doença, adoção de práticas de conservação de solo, uso de adubos orgânicos que favoreçam uma microbiota antagônica ao patógeno, manejo da irrigação e

drenagem, monitoramentos freqüentes e controle químico (Erwin & Ribeiro, 1996; Feichtenberger et al., 1997).

O controle químico pode ser muito eficiente, como relatado por vários autores (Feichtenberger, 1990; Matheron & Matejka, 1991). Porém, apesar da dificuldade de desenvolvimento de resistência de fitopatógenos do solo a fungicidas, há relatos de resistência de *P. parasitica* a metalaxyl (Ferrin & Kabashima, 1991; Timmer et al., 1998). Esse problema, associado aos possíveis impactos no agroecossistema, tem levado à busca de alternativas ao controle químico.

Uma das alternativas para o manejo de patógenos veiculados pelo solo é o uso de diversas fontes de matéria orgânica, tanto incorporadas ao solo, quanto empregadas como cobertura e como veículo de agentes de biocontrole. A matéria orgânica contribui para um controle mais efetivo dos patógenos do solo devido ao aumento da atividade microbiana (mecanismos de antibiose, competição por nutrientes, oxigênio e/ou CO₂, parasitismo, lise de hifas ou esporos, indução de resistência e outros) e à melhoria das características físicas e químicas do solo (Baker & Cook, 1974; Casale et al., 1995; Chung et al., 1988; Hoitink & Boehm, 1999).

A matéria orgânica incorporada ao solo pode induzir a supressividade a determinados patógenos, entre eles *Phytophthora* spp. (Casale et al., 1995; Costa et al., 1996; Erwin & Ribeiro, 1996; Hoitink & Boehm, 1999). Segundo Baker & Cook (1974), um solo supressivo é aquele no qual o patógeno não se estabelece ou se estabelece mas não produz a doença, ou se estabelece, produz doença por algum tempo e depois a doença torna-se pouco importante. Os processos envolvidos na supressividade do solo são complexos e incluem fatores bióticos e abióticos.

Casale et al. (1995) sugerem que a matéria orgânica induz a supressividade a *Phytophthora* pela alta competição microbiana por nutrientes; pela inibição direta; pela liberação de substâncias tóxicas a *Phytophthora*, como dióxido de carbono, amônia, nitritos e saponinas; pela função de armadilha da matéria orgânica (zoosporos de *Phytophthora* são atraídos e induzidos a encistar); pela indução de resistência nas plantas; e finalmente

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

criando um ambiente favorável ao desenvolvimento das raízes, mas não à *Phytophthora* sp.

Um dos exemplos mais conhecidos de controle integrado de uma doença causada por *Phytophthora* é "The Ashburner system" na Austrália, onde as árvores de abacate crescem e produzem na presença de *P. cinnamomi*. O sistema de manejo da doença baseia-se na incorporação de grandes volumes de matéria orgânica, correção do pH do solo e manutenção de uma cobertura que assegure uma boa quantidade de matéria orgânica na superfície do solo. Esse sistema é eficiente no controle da doença, pois mantém uma intensa atividade biológica no solo, o pH favorece o desenvolvimento de bactérias envolvidas na supressividade de *P. cinnamomi*, os altos teores de matéria orgânica e cálcio melhoram a estrutura e a drenagem do solo, o cálcio favorece a resistência do hospedeiro (plantas de abacate) e, além disso, as plantas saudáveis têm melhor sistema radicular, extraem maiores quantidades de água e reduzem a possibilidade de saturação do solo por excessos de água (Baker 1978, citado por Erwin & Ribeiro, 1996).

Além de melhorar as propriedades físicas e químicas dos solos, o emprego de matéria orgânica no manejo de doenças causadas por espécies de *Phytophthora* baseia-se na baixa capacidade saprofítica e competitiva do patógeno em relação a outros microrganismos no solo. A partir de estudos em solos supressivos a *Phytophthora*, diversos microrganismos têm sido reportados como parcialmente responsáveis por tal propriedade. Entre eles, vale citar fungos dos gêneros *Trichoderma*, *Gliocladium*, *Myrothecium* e *Penicillium*; bactérias dos gêneros *Bacillus*, *Enterobacter* e *Pseudomonas*; e actinomicetos do gênero *Streptomyces* (Erwin & Ribeiro, 1996).

Atualmente, o lodo de esgoto constitui uma das fontes de matéria orgânica disponível em quantidades crescentes, além de ser rico em nutrientes para as plantas. Apesar disso, poucas informações estão disponíveis sobre seus efeitos na indução de supressividade de solos a fitopatógenos. Lumsden et al. (1983) estudaram o efeito do lodo de esgoto no controle de diversos patógenos veiculados pelo solo sob condições de casa de vegetação. Eles avaliaram doses (0, 10, 20 e 30% v/v, em base seca) e épocas de incorporação

do lodo de esgoto ao solo visando ao controle de diversos fitopatógenos em várias culturas. Os autores observaram que a adição de 10% (v/v) de lodo de esgoto teve um efeito variável dependendo do patossistema avaliado: aumento, diminuição ou sem efeito no desenvolvimento da doença. Verificaram redução na incidência de podridões de raízes causadas por *Aphanomyces solani* em ervilhas, por *Rhizoctonia solani* em feijão e algodão; do tombamento causado por *R. solani* em rabanete e por *Pythium myorityum* em feijão; por *Sclerotinia minor* em alface; da murcha causada por *Fusarium oxysporum* f. sp. *melonis* em melão e a podridão da coroa em pimenta causada por *Phytophthora capsici*. Observaram ainda que o lodo não apresentou efeito sobre as podridões de raízes causadas por *Thielaviopsis basicola* em feijão cv. Blue Lake e algodão, e no tombamento causado por *Pythium aphanidermatum* em feijão. O incremento na incidência da doença foi verificado nos patossistemas *Pythium ultimum* – ervilha, *Fusarium solani* f. sp. *pisi* – ervilha e *Thielaviopsis basicola* – feijão cv. Tendercrop.

Millner et al. (1982) estudaram o efeito do lodo de esgoto incorporado ao solo em parcelas no campo para diferentes patossistemas. No caso da alface - tombamento (*Sclerotinia minor*), nos três anos avaliados, a incidência da doença foi menor nos tratamentos com lodo, embora os níveis de propágulos se mantivessem semelhantes. No segundo patossistema, ervilhas - tombamento (*Pythium* sp. e *Rhizoctonia solani*), os efeitos do lodo de esgoto no controle da doença foram observados no segundo e terceiro anos. No terceiro patossistema avaliado, algodão – tombamento, os tratamentos com lodo não controlaram a doença em nenhum dos anos avaliados. Esses resultados estariam indicando uma forte interação da cultura (ervilha, algodão) com os patógenos (*Pythium* sp. e *R. solani*).

Lewis et al. (1992) reportaram uma redução na incidência de tombamento causado por *Rhizoctonia solani* e *Pythium ultimum* em ervilhas e em algodão, cultivados no campo em solo previamente tratado com 7 a 10 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, sendo o efeito atribuído à indução de supressividade do solo aos patógenos. Embora a incidência de tombamento em plântulas de ervilha tenha diminuído após a aplicação do lodo de esgoto, o mesmo não ocorreu com

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

a densidade de inóculo de *Pythium ultimum*.

No Brasil, Bettiol & Krügner (1984) verificaram que o lodo de esgoto, especialmente em altas concentrações, reduziu a severidade da podridão de raízes de plantas de sorgo, causada por *Pythium arrhenomanes*, além de estimular o crescimento das plantas, tanto na ausência, como na presença do patógeno. Santos & Bettiol (2003) estudaram o efeito de concentrações crescentes de lodo de esgoto na ocorrência de *Sclerotium rolfsii*, na cultura de feijão, em ensaio conduzido em campo. A aplicação de lodo reduziu a incidência e a severidade da doenças em três cultivos sucessivos de feijão, além de aumentar a emergência e o estande final da cultura.

Kim et al. (1997), avaliando os efeitos de diferentes fontes de matéria orgânica no controle de *Phytophthora capsici* em pimentão em experimentos no campo, observaram que os tratamentos nos quais o lodo de esgoto compostado com resíduo de jardinagem foi empregado, a incidência e a severidade da doença foram semelhantes às obtidas com as outras fontes de matéria orgânica avaliadas, embora os níveis de doença fossem altos em todos os tratamentos e nem sempre diferenciaram-se da testemunha.

Widmer et al. (1998) encontraram que composto de lixo urbano aplicado a solos arenosos aumentou a supressividade a *Phytophthora parasitica* em testes realizados com citros cultivados em casa de vegetação. Houve efeito fitotóxico devido ao teor de sais solúveis e ácido acético do composto, na concentração de 20 % (v/v), porém a incidência da doença foi reduzida, em alguns casos, de 95 % para 5 %. O composto fresco reduziu o diâmetro das colônias do patógeno, sendo que após períodos de armazenamento, não houve a redução. Os mecanismos de ação do material no controle do patógeno foram atribuídos às espécies de *Acremonium* antagônicas a *Phytophthora parasitica* isoladas e também aos altos teores de ácido acético.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos da incorporação do lodo de esgoto ao solo na indução de supressividade a *Phytophthora nicotianae*, em plântulas e mudas de limão cravo (*Citrus limonia* (L.) Osbeck), em condições de laboratório, casa de vegetação e campo.

Metodologia

Isolado de *Phytophthora nicotianae* e produção de inóculo

O isolado IAC 01/95 de *Phytophthora nicotianae* Breda de Haan (1896) (sin. *P. parasitica* Dastur, 1913) empregado nos experimentos foi fornecido pelo Centro de Citricultura “Sylvio Moreira” – Instituto Agrônômico de Campinas (CCSM – IAC).

O inóculo para os experimentos foi produzido em grãos de trigo autoclavados, acrescidos com o patógeno, e incubados por um mês, segundo o método de McGovern et al. (2000) modificado.

Lodo de esgoto e solo

O lodo de esgoto empregado foi obtido da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Franca, SP. Esse lodo é de origem residencial, com baixos teores de metais pesados (Tabela 1).

O Latossolo vermelho amarelo fase argilosa, utilizado nos diferentes experimentos, foi obtido no campo experimental da Embrapa Meio Ambiente (Jaguariúna, SP), com 25 g dm⁻² de matéria orgânica e pH em CaCl₂ de 5,1.

Efeito do lodo de esgoto na sobrevivência *in vitro* de *Phytophthora nicotianae*

O lodo de esgoto foi misturado ao solo úmido previamente desinfestado em forno de microondas de 900 W de potência (600 g de solo por 6 minutos), nas proporções de 0, 10, 20 e 40% p/p. Cada uma das misturas de solo - lodo de esgoto recebeu o equivalente a 0, 10 ou 20 g de inóculo de *Phytophthora* kg⁻¹. As misturas foram colocadas em sacos plásticos de 30 x 40 cm e 100 µm de espessura, fechados e mantidos a 27°C ± 2. Após 21 dias, os sacos foram abertos e a sobrevivência de *Phytophthora*

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

nicotianae foi avaliada mediante o teste de iscas de folhas de citros descrito por Grimm & Alexander (1973) e modificado, determinando-se a recuperação do patógeno (porcentagem de iscas com zoosporângios nas bordas) e o número de zoosporângios formados nas bordas das iscas. A condutividade elétrica e o pH das misturas foram também determinados.

Tabela 1. Análise química do lodo de esgoto da ETE- Franca, empregado nos diferentes experimentos.

| Atributo | |
|---|-------|
| pH em água | 6,4 |
| % Umidade (65 °C) | 83,3 |
| C (g kg ⁻¹) | 374,4 |
| N Kjeldal (g kg ⁻¹) | 50,8 |
| N-amoniacal (μg g ⁻¹) | 119,5 |
| N -Nitrato -Nitrito (μg g ⁻¹) | 54,8 |
| P (g kg ⁻¹) | 21,3 |
| K (g kg ⁻¹) | 0,99 |
| Ca (g kg ⁻¹) | 16,8 |
| Mg (g kg ⁻¹) | 2,5 |
| S (g kg ⁻¹) | 13,3 |
| Mo (mg kg ⁻¹) | < 1 |
| B (mg kg ⁻¹) | 7,1 |
| Na (g kg ⁻¹) | 0,6 |
| Cr (mg kg ⁻¹) | 1325 |
| Mn (mg kg ⁻¹) | 267,4 |
| Fe (mg kg ⁻¹) | 31706 |
| Ni (mg kg ⁻¹) | 74,7 |
| Cu (mg kg ⁻¹) | 359,2 |
| Zn (mg kg ⁻¹) | 1590 |
| Al (mg kg ⁻¹) | 33550 |
| Cd (mg kg ⁻¹) | 2 |
| Pb (mg kg ⁻¹) | 118,8 |
| Ar (mg kg ⁻¹) | < 1 |
| Se (mg kg ⁻¹) | 0 |
| Hg (mg kg ⁻¹) | < 1 |

Efeito do lodo de esgoto na indução de supressividade a *Phytophthora nicotianae* em plântulas de limão cravo, sob telado.

Sementes pré-germinadas de limão cravo foram semeadas em substrato comercial (Plantmax[®]) tratado com lodo de esgoto nas proporções de 0, 5, 10, 15, 20 e 30% volume/volume (v/v) e infestado com 0; 1,5 ou 3 g de inóculo por tubete de 45 mL de capacidade. As plântulas foram mantidas sob condições de telado e irrigadas regularmente. No terceiro mês, foram determinados a massa da matéria fresca da parte aérea das plântulas, a massa da matéria fresca das raízes, a altura das plântulas, a presença do patógeno no substrato e nas raízes mediante o teste de iscas de folhas de citros (avaliados por meio da porcentagem de recuperação), e o pH e a condutividade elétrica das diferentes misturas de substrato – lodo de esgoto. Durante o experimento, as plântulas mortas foram avaliadas quanto à recuperação ou não de *P. nicotianae* em raízes (sistema radicular completo em uma placa) e no substrato (5 g por placa, duas placas por tubete), pelo teste de iscas de folhas de citros, descrito por Grimm & Alexander (1973). Dois experimentos foram realizados, sendo que no primeiro experimento, além do tratamento sem lodo, foi utilizado como testemunha um tratamento sem lodo e com adubação mineral semanal (adubo foliar completo, Ajifol; 2,5 mL L⁻¹). O delineamento experimental foi de blocos casualizados, com quatro repetições.

Efeito do lodo de esgoto na indução de supressividade do solo à *Phytophthora nicotianae* em mudas de limão cravo, sob telado.

No primeiro experimento realizado (experimento 1), mudas comerciais de limão cravo de três meses de idade foram transplantadas para vasos contendo misturas de solo – lodo de esgoto nas proporções de 0, 5, 10, 15, 20 e 30% volume/volume (v/v) e infestadas com 0, 8 ou 15 g de inóculo por vaso de 4,5 L de capacidade. Como testemunhas foram transplantadas mudas para vasos contendo solo sem lodo de esgoto, que foram adubadas

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

semanalmente com adubo foliar completo (Ajifol; 2,5 mL L⁻¹), e infestadas com 0; 8 ou 15 g de inóculo por vaso. As mudas foram mantidas sob condições de telado e irrigadas regularmente. O delineamento experimental foi de blocos casualizados, com quatro repetições.

No segundo experimento (experimento 2), foram utilizadas mudas comerciais de limão cravo com quatro meses de idade, o lodo de esgoto foi aplicado nas proporções de 0; 5; 7,5; 10; 15; 20 e 30% v/v e o solo infestado com 30 g de inóculo por vaso de 4,5 L de capacidade. Como testemunha foram transplantadas mudas para vasos sem inóculo e sem lodo de esgoto. O delineamento experimental foi de parcelas inteiramente casualizadas, com quatro repetições.

Nos dois ensaios foram realizadas avaliações quanto à altura e à produção de matéria fresca da parte aérea, o comprimento e a produção de matéria fresca das raízes de duas mudas por parcela, a presença do patógeno no solo e nas raízes mediante o teste de iscas de folhas de citros, o pH e a condutividade elétrica das diferentes misturas de solo - lodo de esgoto. A atividade microbiana do solo dos tratamentos com 15 g de inóculo foi avaliada pela hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) utilizando a metodologia descrita por Boehm & Hoitink (1992) e respiração microbiana medida pelo desprendimento de CO₂, segundo o método descrito por Grisi (1978).

No experimento 1, aos 150 dias após o transplante (dat), foram coletadas amostras de folhas (100 folhas) dos tratamentos para determinação do estado nutricional mediante análise de tecido foliar. Os resultados dos macronutrientes (N, P e K) foram analisados com os índices DRIS ("Diagnosis and Recommendation Integrated System"). A análise se baseia na associação entre os valores médios de análise foliar, expressos em porcentagem de matéria seca, e a probabilidade de obtenção de maior produção. Essa probabilidade possui um desvio padrão em relação à média para cada relação de nutrientes (Sumner, 1986). Para citros, foi utilizado um coeficiente de variação de 20 % para as relações entre N, P e K. Os valores padrões estabelecidos, segundo Embleton (1973) citado por Marchal (1984), foram: K/N = 0,358; P/N = 0,056 e K/P = 6,3929. Com esses valores foram calculados os índices que expressam o balanço entre os

elementos, em relação aos padrões. O índice é maior com valores positivos quando o elemento apresenta-se em excesso relativo, e vice-versa quando é negativo. O valor zero indica que a relação de nutrientes se encontra próxima ao padrão, a uma distância inferior ao desvio padrão. Ou seja, do ponto de vista prático, a cultura tem boas chances de obter rendimentos altos com tal composição foliar. A soma algébrica dos índices deve ser zero. A somatória do valor absoluto dos índices é uma medida do balanço global da composição foliar estudada.

Efeito do lodo de esgoto na indução de supressividade a *Phytophthora nicotianae* em mudas de limão cravo no campo.

Mudas de limão cravo de três meses de idade, obtidas de um viveiro comercial, foram transplantadas para parcelas de 9 m² (3 x 3 m) tratadas com lodo de esgoto nas proporções de 0; 5; 7,5; 10 ou 15 % v/v e infestadas com 0 ou 1250 g de inóculo por parcela (19 a 20 g de inóculo por muda). Como testemunhas, foram instaladas parcelas infestadas ou não, com adubação com uréia (85 g de N por parcela por mês, 510 g no total do experimento) e adubo foliar completo (Ajifol 2,5 mL L⁻¹) (Platt & Opitz, 1973). As quantidades de lodo de esgoto fresco incorporadas ao solo a 20 cm de profundidade nos diferentes tratamentos foram de 0; 81; 121,5; 162 e 243 kg por parcela (0; 5; 7,5; 10 e 15 % v/v, respectivamente), e equivalem a 0, 372, 558, 744 e 1116 g de N, respectivamente. As mudas foram irrigadas por aspersão durante o experimento.

Aos 5, 15, 29, 43, 82, 118, 147 e 182 dias após incorporação do lodo de esgoto ao solo, foi determinada a atividade microbiana do solo pela hidrólise de FDA e desprendimento de CO₂. Aos 29, 82, 118, 147 e 182 dias foram determinados a altura e a produção de matéria fresca da parte aérea das mudas, a produção de matéria fresca das raízes (exceto aos 182 dias), a presença do patógeno no solo e nas raízes, o pH e a condutividade elétrica da solução do solo. Ao final do experimento (182 dat), foi coletada uma amostra composta de folhas das mudas para determinar o estado nutricional mediante análise de tecido, e os resultados foram analisados com os índices DRIS para N, P e K. O delineamento experimental foi de blocos casualizados, com quatro repetições.

Efeito dos extratos do lodo de esgoto no crescimento *in vitro* de *Phytophthora nicotianae*

Os extratos foram obtidos segundo o método de Widmer *et al.* (1998) modificado. Foram feitas misturas de 100 g de areia (lavada, esterilizada e seca) e 20 g de lodo de esgoto (proporção de 20% p/p), com 100 mL de H_2SO_4 1 mol L⁻¹, KOH 0,4 mol L⁻¹ ou água bidestilada esterilizada. Como testemunha foi empregada areia (120 g) com 100 mL de cada uma das soluções. Os Erlenmeyers contendo as misturas areia - lodo com as soluções foram agitados manualmente, e a seguir, deixou-se à temperatura ambiente. Após 6 h, filtraram-se as misturas em algodão, seguido de filtragem a vácuo com papel de filtro Whatman 41 e membrana Millipore 0,22 μ m de porosidade. O pH de cada um dos extratos obtidos foi ajustado para valores entre 5,5 – 6,0 com soluções de KOH 10 mol L⁻¹ ou H_2SO_4 12 mol L⁻¹. Finalmente, preparou-se meio de cultura de cenoura contendo os diferentes extratos na proporção 9:1, 50 mg L⁻¹ de rifampicina e 50 mg L⁻¹ de ampicilina, e 15 mL do meio foram vertidos em placas de Petri de 9 cm de diâmetro. Discos de 5 mm de diâmetro de meio de cultura, contendo micélio do patógeno com sete dias de idade, foram transferidos para as placas que foram mantidas a 27°C \pm 2 e luz fluorescente contínua. Como testemunha utilizaram-se placas contendo meio de cultura com antibióticos e sem extratos. O efeito dos extratos foi avaliado medindo-se dois diâmetros perpendiculares das colônias. Após nove dias de incubação, a área abaixo da curva do crescimento da colônias (AACC) foi calculada. O delineamento experimental foi de parcelas inteiramente casualizadas, com oito repetições.

Isolamento e seleção de antagonistas a *Phytophthora nicotianae*.

O isolamento dos microrganismos antagônicos a *Phytophthora nicotianae* de solo tratado com lodo de esgoto, obtido das parcelas do ensaio de campo, foi feito mediante diluição seriada e plaqueamento em meios seletivos. Trinta dias após incorporado o lodo de esgoto nas parcelas no campo, foram coletadas amostras de solo.

Para o isolamento de bactérias foi empregado o meio de cultura nutriente- ágar, para o isolamento de actinomicetos foi empregado o meio amido-caseína e para o isolamento de fungos foi empregado o meio de Martin. Foram feitas três repetições para cada combinação meio - diluição, e as placas foram mantidas a 25 °C até o crescimento das colônias. Foram contadas as colônias por placa, após 2, 3 ou 6 dias para bactérias, fungos e actinomicetos, respectivamente; e foi feita uma seleção por morfologia (tamanho, cor e crescimento) das colônias a serem transferidas a tubos de ensaio com meio batata-dextrose-ágar (BDA) e preservadas a 5°C até avaliação do antagonismo ao patógeno.

Os microrganismos isolados foram avaliados tanto em sementes de alfafa, segundo procedimento apresentado por Handelsman *et al.* (1991) com modificações, como também pelo método de culturas pareadas.

Sementes de alfafa (*Medicago sativa* L) previamente desinfestadas foram colocadas para germinar. Após quatro ou cinco dias, em placas de cultura de células (Corning de 24 compartimentos), foram colocados 1 mL de água destilada esterilizada, uma plântula de alfafa, um disco de 5 mm de diâmetro de meio de cultura com micélio de *Phytophthora nicotianae* e um disco de meio de cultura contendo inóculo do fungo, actinomiceto ou bactéria a ser testado quanto à sua potencialidade como antagonista. As testemunhas foram constituídas por plântulas de alfafa em compartimentos contendo água esterilizada, e plântulas em água esterilizada e *Phytophthora nicotianae*. As placas foram mantidas por três dias a temperatura ambiente. A avaliação foi feita sob microscópio óptico, onde as raízes das plântulas foram avaliadas pela presença ou não de micélio e zoosporângios de *Phytophthora nicotianae*. Para cada isolado (52 fungos, 35 bactérias e 32 actinomicetos) foram feitas quatro repetições.

Para determinar a potencialidade de um isolado como antagonista, foram feitas duas escalas de notas que discriminaram níveis de infestação com *Phytophthora nicotianae* das plântulas de alfafa crescendo na presença dos diferentes isolados. Para a presença de zoosporângios, as notas foram 0 = sem zoosporângios, 1 = entre 1 e 5 zoosporângios; 2 = entre 6 e 10; 3 = entre 11 e 50, e 4 = mais de 51. Para a quantidade de micélio as notas foram 0 = sem micélio, 1 = pouco, 2 = médio e 3 = muito.

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

Com o método de culturas pareadas, foram testados sete isolados de fungos, três de actinomicetos e dois de bactérias selecionados no bioensaio quanto ao potencial antagônico a *P. nicotianae*.

Para o teste, em placas Petri de 9 cm de diâmetro contendo meio BDA foram transferidos um disco de meio de cultura de 5 mm de diâmetro com micélio de *Phytophthora nicotianae* em pleno desenvolvimento e um disco de 5 mm de diâmetro de meio de cultura com micélio do fungo ou actinomiceto, ou uma estria do crescimento da bactéria selecionada. As placas foram mantidas a temperatura ambiente até a avaliação. Foram feitas três repetições por isolado. A avaliação foi feita quanto ao hiperparasitismo (crescimento do antagonista sobre o patógeno) ou antibiose (inibição do crescimento do patógeno).

Análises estatísticas

No presente trabalho, as análises estatísticas foram realizadas empregando o pacote estatístico SAS for Windows, Versão 6.12 do S.A.S Institute, Cory NC, USA.

Resultados

Efeito do lodo de esgoto na sobrevivência *in vitro* de *Phytophthora nicotianae*

Nas condições do laboratório, a sobrevivência de *Phytophthora nicotianae* foi menor quando as doses de lodo de esgoto aumentaram nas diferentes misturas solo – lodo de esgoto avaliadas, para os diferentes níveis de inóculo empregados. Os valores de pH das misturas diminuíram quando os níveis de lodo em ausência de inóculo aumentaram; mas na presença de inóculo, aumentaram até a concentração de 20% de lodo de esgoto e após diminuíram nas concentrações de 30 e 40%. Os valores de condutividade elétrica mostraram uma resposta positiva aos incrementos nos níveis de lodo, independente da presença ou não do inóculo (Fig. 1).

A condutividade elétrica correlacionou-se negativamente com a recuperação do patógeno e o número de zoosporângios presentes nas bordas das iscas, com valores de $r = -0,490$ e $r = -0,487$ ($P < 0,05$), respectivamente. Não foi observada tal correlação com o pH.

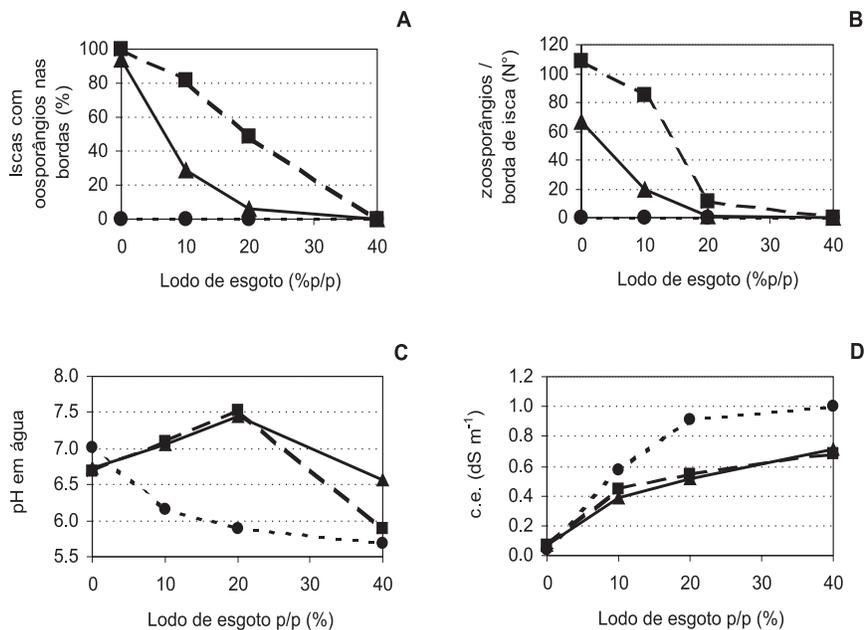


Fig. 1. Efeito do lodo de esgoto na sobrevivência *in vitro* de *Phytophthora nicotianae* avaliada por meio da porcentagem de recuperação em iscas de folhas de citros e número de zoosporângios por borda de isca, e no pH e na condutividade elétrica (c.e.), nas diferentes misturas solo - lodo de esgoto para as diferentes quantidades de inóculo (0 -●-, 10 -■- e 20 -△- g kg⁻¹ de mistura).

Efeito do lodo de esgoto na indução de supressividade a *Phytophthora nicotianae* em plântulas de limão cravo, sob telado.

Para as variáveis produção de matéria fresca da parte aérea e altura das plântulas, observaram-se diferenças significativas entre tratamentos, com incrementos positivos quando os níveis de lodo de esgoto aumentaram (Fig. 2). Entretanto, para matéria fresca das raízes foram verificadas diferenças significativas só no experimento 2, e para o comprimento das raízes não foram observadas diferenças entre tratamentos.

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

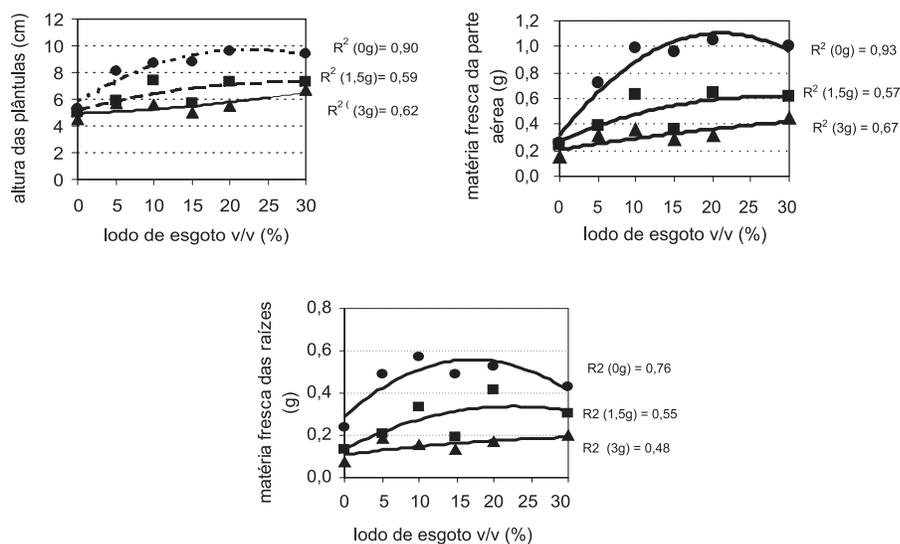


Fig. 2. Efeito do lodo de esgoto na altura, matéria fresca da parte aérea e das raízes das plântulas de limão cravo (*Citrus limonia*) aos 90 dias após o transplante, para os diferentes níveis de inóculo (0 -●-, 1,5 -■- e 3,0 -▲- g por tubete), em telado, no experimento 2.

A condutividade elétrica aumentou quando os níveis de lodo de esgoto aumentaram, ao passo que observou-se uma diminuição do pH quando os níveis de lodo aumentaram (Fig. 3).

Quanto à recuperação de *Phytophthora nicotianae* das raízes das plântulas e das misturas substrato-lodo de esgoto, nos dois experimentos, observaram-se diferenças significativas entre tratamentos. As porcentagens de recuperação do patógeno diminuiram quando os níveis de lodo de esgoto aumentaram (Fig. 3). Os valores de recuperação do patógeno no experimento 1 para os tratamentos sem lodo e com adubo mineral foram os maiores do experimento, com valores de 46 e 55% para a recuperação das raízes, e de 38 e 50% para a recuperação do substrato, para os tratamentos com 1,5 e 3,0 g inóculo por tubete, respectivamente.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

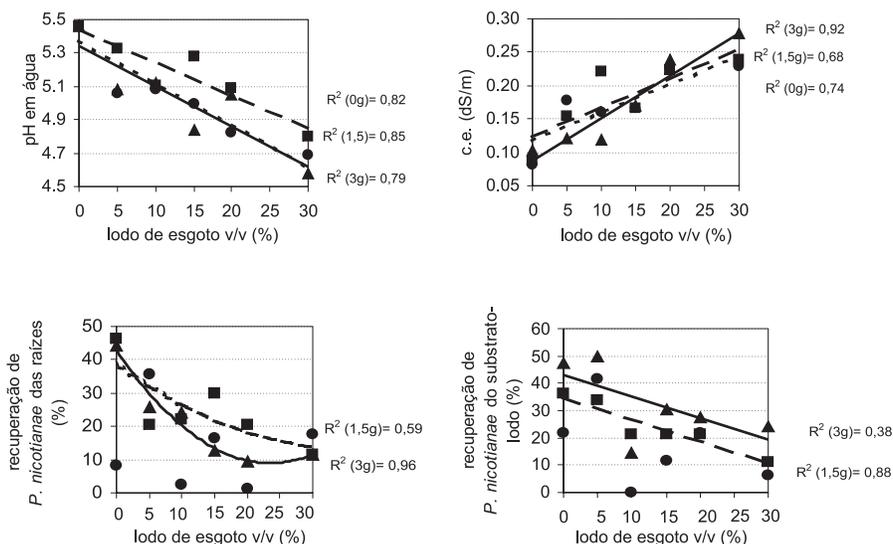


Fig. 3. Efeito do lodo de esgoto no pH em água, condutividade elétrica (c.e.), recuperação de *Phytophthora nicotianae* das raízes das plântulas de limão cravo (*Citrus limonia*) e das misturas substrato - lodo de esgoto, mediante o teste de iscas de folhas de citros, aos 90 dias após o transplante, para as diferentes quantidades de inóculo (0 -●-, 1,5 -■- e 3,0 -▲- g por tubete), em telado, no experimento1.

No experimento 1, os dados da recuperação do patógeno das raízes de limão cravo correlacionaram-se negativamente com os valores da condutividade elétrica ($r = -0,49$; $P = 0,024$) e positivamente com os do pH ($r = 0,513$; $P = 0,017$), e tiveram igual tendência no experimento 2, mas não foram significativos. Os dados de recuperação do patógeno do substrato tiveram igual tendência aos das raízes, mas não foram significativos para nenhum dos experimentos.

No decorrer dos experimentos, a recuperação de *Phytophthora nicotianae* das plântulas que morreram e do substrato - lodo de esgoto foi de 60% no experimento 1, e de 100% no experimento 2.

Efeito do lodo de esgoto na indução de supressividade a *Phytophthora nicotianae* em mudas de limão cravo, sob telado.

Foram observadas diferenças significativas nas variáveis altura, matéria fresca da parte aérea e das raízes das mudas, no experimento 1 (Fig. 4). As diferenças explicaram-se pelo fator doses de lodo, e não houve efeito do fator inóculo, nem da interação dos dois fatores. Também no experimento 1, os tratamentos com adubação mineral só foram superiores aos tratamentos sem lodo aos 90 e 150 dat para as variáveis que refletem o desenvolvimento das mudas.

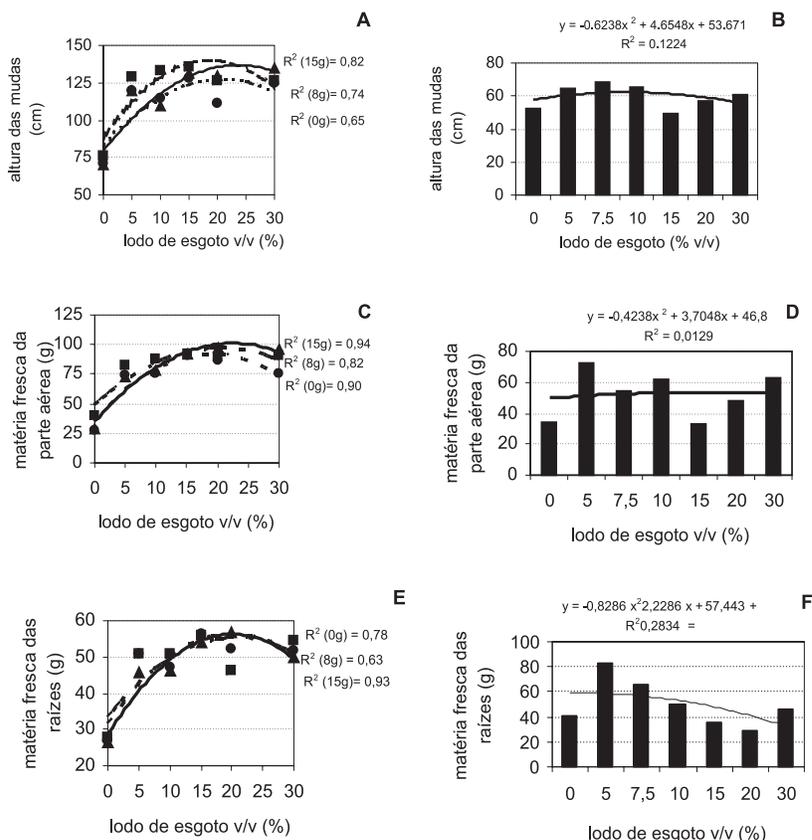


Fig. 4. Efeito do lodo de esgoto na altura, matéria fresca da parte aérea e das raízes das mudas de limão cravo (*Citrus lemonia*) nos experimentos em casa de vegetação. Os gráficos A, C e E correspondem ao experimento 1, avaliado aos 150 dias após o transplante (dat), para os diferentes níveis de inóculo (0 -●-, 8 -■- e 15 -▲- g por vaso). Os gráficos B, D e F correspondem ao experimento 2, avaliado aos 120 dat, e com 30 g de inóculo por vaso.

Os valores de condutividade elétrica da solução do solo - lodo de esgoto também apresentaram diferenças significativas entre tratamentos nos dois experimentos e nas diferentes datas de avaliação, com incrementos positivos quando os níveis de lodo de esgoto aumentaram (Fig. 5).

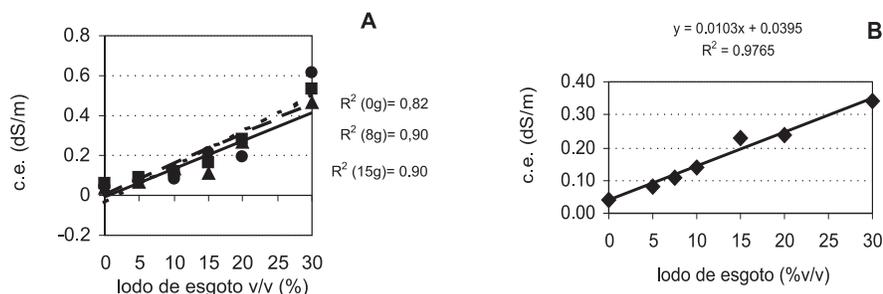


Fig. 5. Efeito do lodo de esgoto na condutividade elétrica da solução solo – lodo de esgoto, nos experimentos em casa de vegetação. O gráfico A corresponde ao experimento 1, avaliado aos 150 dias após o transplante (dat), para os diferentes níveis de inóculo (0 -○-, 8 -■- e 15 -△- g por vaso). O gráfico B corresponde ao experimento 2, avaliado aos 120 dat, e com 30 g de inóculo por vaso.

No experimento 1, o pH em água não apresentou diferenças significativas entre tratamentos. Já no experimento 2 foram verificadas diferenças significativas entre tratamentos, com uma tendência a diminuir quando aumentaram as doses de lodo, com valores de 5,94 para os tratamentos sem lodo e sem inóculo e de 5,25 para os tratamentos com 30% de lodo e 30 g de inóculo por muda.

A atividade microbiana do solo, avaliada pela hidrólise de FDA e respiração microbiana, mostrou diferenças significativas entre tratamentos e a testemunha, com incrementos positivos quando aumentaram os níveis de lodo (Tabela 2). No experimento 1, observou-se uma atividade decrescente no tempo, especialmente quando avaliada pela respiração microbiana.

A recuperação de *Phytophthora nicotianae* das raízes das mudas e das misturas solo - lodo foi baixa. No experimento 1 observou-se uma tendência a diminuir quando os níveis de lodo aumentaram, mais no experimento 2 apresentou-se uma tendência não definida. Só foram estabelecidas diferenças significativas entre tratamentos no experimento 2 para a recuperação do patógeno das misturas de solo – lodo de esgoto (Tabela 3).

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

Tabela 2. Efeito do lodo de esgoto na atividade microbiana do solo, avaliada pela hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) e respiração microbiana (CO₂) aos 150 e 120 dias após o transplante (dat) das mudas de limão cravo (*Citrus limonia*), nos experimentos 1 e 2, respectivamente, em casa de vegetação.

| Tratamentos | Experimento 1 | | Experimento 2 | |
|--|-----------------------|------------------------------------|---------------|-----------------------|
| | FDA ³ | Respiração microbiana ⁴ | FDA | Respiração microbiana |
| 0 % lodo ¹ e sem inóculo ² | ---- | ---- | 1,73 b | 0,27 d |
| 0%lodo + inóculo + adubação mineral | 2,76 bcd ⁵ | 0,22 b | ---- | ---- |
| 0 % lodo + inóculo | 2,40 d | 0,27 b | 1,67 b | 0,43 cd |
| 5 % lodo + inóculo | 2,50 cd | 0,31 b | 2,60 a | 0,53 c |
| 7,5 % lodo + inóculo | ---- | ---- | 2,41 a | 0,78 b |
| 10 % lodo + inóculo | 2,80 bcd | 0,32 b | 2,33 a | 0,88 b |
| 15 % lodo + inóculo | 2,95 b | 0,34 b | 2,60 a | 1,09 a |
| 20 % lodo + inóculo | 2,85 bc | 0,49 a | 2,45 a | 1,20 a |
| 30 % lodo + inóculo | 3,37 a | 0,54 a | 2,57 a | 1,09 a |
| C.V.(%) | 8,97 | 23,11 | 8,17 | 19,68 |

¹ Porcentagem de lodo de esgoto na mistura solo - lodo de esgoto (% v/v)

² Inóculo de *Phytophthora nicotianae* produzido em grãos de trigo. Nos experimentos 1 e 2 usaram-se 15 g e 30 g de inóculo por vaso, respectivamente.

³ Hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) expressada em µg FDA hidrolisado por grama de solo seco por minuto

⁴ Respiração microbiana expressada em mg CO₂ desprendido por grama de solo seco

⁵ Dados seguidos da mesma letra na coluna não diferem significativamente (Teste de Duncan, ao nível de 5% de probabilidade)

Tabela 3. Efeito do lodo de esgoto na recuperação de *Phytophthora nicotianae* das raízes das mudas de limão cravo (*Citrus limonia*) e do solo – lodo de esgoto, mediante o teste de iscas de folhas de citros, aos 150 e 120 dias após o transplante, nos experimentos 1 e 2, respectivamente, em casa de vegetação.

| Tratamentos | Recuperação da <i>Phytophthora nicotianae</i> (%) ³ | | | | | |
|--|--|-------------|---------|------------|---------------------|------------|
| | Experimento 1 | | | | Experimento 2 | |
| | raízes | solo - lodo | Raízes | solo -lodo | raízes | solo -lodo |
| | 8 g | 8 g | 15 g | 15 g | 30 g | 30 g |
| 0 % lodo ¹ e sem inóculo ² | --- | --- | --- | --- | 0,0 ns ⁴ | 0,5 c |
| 0%lodo + inóculo + adubação mineral | 16,3 ns | 0,0 ns | 0,00 ns | 0,0 ns | --- | --- |
| 0 % lodo + inóculo | 3,75 ns | 0,0 ns | 0,83 ns | 0,0 ns | 6,0 ns | 4,0 abc |
| 5 % lodo + inóculo | 10,0 ns | 0,0 ns | 5,00 ns | 0,0 ns | 4,0 ns | 3,5 abc |
| 7,5 % lodo + inóculo | --- | --- | --- | 0,0 ns | 0,5 ns | 7,2 ab |
| 10 % lodo + inóculo | 10,97 ns | 0,0 ns | 3,33 ns | 0,0 ns | 1,0 ns | 9,0 a |
| 15 % lodo + inóculo | 1,25 ns | 0,0 ns | 0,00 ns | 0,0 ns | 5,0 ns | 1,5 bc |
| 20 % lodo + inóculo | 6,25 ns | 7,5 ns | 1,67 ns | 5,0 ns | 9,0 ns | 7,0 ab |
| 30 % lodo + inóculo | 1,25 ns | 0,0 ns | 0,00 ns | 0,0 ns | 1,0 ns | 5,6 abc |

¹ Doses de lodo de esgoto (% v/v) na mistura solo - lodo de esgoto

² Inóculo de *Phytophthora nicotianae* produzido em grãos de trigo. No experimento 1 usaram-se 8g e 15g de inóculo por vaso e no experimento 2, 30g de inóculo por vaso.

³ Para a análise estatística, os dados da porcentagem de recuperação do patógeno do solo e das raízes

foram transformados em arco seno $\sqrt{x} / 100$.

⁴ Dados seguidos da mesma letra na coluna não diferem significativamente (Teste de Duncan, ao nível de 5% de probabilidade); n.s. = não significativo.

Embora baixos, só no experimento 1, os valores da recuperação do patógeno das raízes e do solo correlacionaram-se negativa e significativamente com os valores da hidrólise de FDA ($r = -0,94$ e $r = -0,99$, $P < 0,01$) e da respiração microbiana ($r = -0,82$, $r = -0,90$, $P < 0,01$), positiva e significativamente com os valores do pH ($r = 0,74$, $r = 0,60$, $P < 0,01$), mas não correlacionaram-se com os valores da condutividade elétrica.

Dos resultados da análise do tecido foliar e dos índices DRIS para o nitrogênio (N), o fósforo (P) e o potássio (K), observa-se que os tratamentos sem adubação foram os que tiveram os desbalanços maiores com deficiências relativas de N e P e excesso relativo de K. Já aqueles com adubação mineral apresentaram um ótimo estado nutricional (valores próximos aos de referência), com valores de zero para cada um dos índices DRIS dos nutrientes. Foi observado excesso relativo

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

de N nos tratamentos com mais de 15% de lodo, déficit relativo de P nos tratamentos com 30% de lodo e deficiência relativa de K na maioria dos tratamentos com incorporação de lodo, pois o lodo de esgoto em geral é deficiente para este nutriente. Por último, os valores obtidos na análise dos micronutrientes indicam que todos os tratamentos apresentaram níveis de cobre (Cu) e ferro (Fe) em excesso, mas nos tratamentos sem lodo os valores de Cu foram maiores (Tabela 4).

Efeito do lodo de esgoto na indução de supressividade a *Phytophthora nicotianae* em mudas de limão cravo no campo

Para as variáveis altura, peso da matéria fresca da parte aérea e das raízes da mudas foram observadas diferenças entre os tratamentos nas diferentes datas de avaliação. Essas diferenças foram devido aos fatores lodo e blocos para as variáveis altura e peso da matéria fresca das mudas. Entretanto, para o peso da matéria fresca das raízes só houve efeito do fator blocos. Embora nem sempre fossem observadas diferenças estatisticamente significativas nas diferentes datas de avaliação, as tendências das variáveis mostraram uma resposta positiva ao incremento dos níveis de lodo de esgoto. Como não houve efeito significativo do fator níveis de inóculo, foram obtidas médias dos tratamentos com e sem inóculo, apresentadas na Figura 6.

Os valores de condutividade elétrica e pH em água da solução do solo – lodo de esgoto apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos, explicadas pelo fator lodo para a condutividade elétrica, e pelos fatores lodo e blocos para o pH, nas diferentes datas de avaliação. Como não houve efeito significativo do fator níveis de inóculo, foram obtidas médias dos tratamentos com e sem inóculo (Fig. 7).

Os valores da condutividade elétrica aumentaram até os 43 dat (ou 45 dias após incorporação do lodo de esgoto ao solo), e logo após decresceram, com uma tendência a se estabilizar a partir dos 118 dat, mas sempre com valores superiores aos iniciais. Pode-se observar que em geral, os valores da condutividade elétrica aumentaram com o incremento dos níveis de lodo de esgoto, e só os tratamentos com adubação mineral superaram os com lodo a partir dos 118 dat.

Tabela 4. Efeito do lodo de esgoto na composição do tecido foliar das mudas de limão cravo (*Citrus lemonia*) aos 150 dias após transplante, no experimento 1, em casa de vegetação.

| Trat. | N g kg ⁻¹ | K g kg ⁻¹ | P g kg ⁻¹ | Ca g kg ⁻¹ | Mg g kg ⁻¹ | B mg kg ⁻¹ | Cu mg kg ⁻¹ | Fe mg kg ⁻¹ | Mn mg kg ⁻¹ | Zn mg kg ⁻¹ | N | Índice DRIS P | K | Soma do valor absoluto |
|----------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|--------|------------------|--------|------------------------------|
| 0% lodo ¹ | 21,8 ³ | 21,0 | 1,2 | 29,6 | 3,0 | 63,0 | 699 | 200 | 31 | 30,2 | -42,27 | -43,43 | 85,70 | 171,41 |
| 0% + A ² | 29,5 | 12,2 | 1,9 | 34,9 | 3,0 | 68,3 | 103 | 205 | 26 | 26,2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 5% lodo | 23,7 | 8,8 | 1,8 | 37,2 | 2,6 | 42,6 | 105 | 165 | 40 | 33,5 | -8,91 | 16,60 | -7,69 | 33,19 |
| 10% lodo | 27,2 | 9,3 | 1,9 | 43,0 | 2,8 | 47,6 | 207 | 193 | 61 | 48,3 | -6,18 | 13,84 | -7,65 | 27,67 |
| 15% lodo | 28,2 | 7,8 | 1,6 | 40,6 | 2,5 | 49,6 | 145 | 186 | 51 | 43,1 | 7,36 | 7,78 | -15,14 | 30,28 |
| 20% lodo | 32,0 | 8,3 | 1,5 | 41,1 | 2,6 | 51,1 | 150 | 201 | 60 | 46,0 | 9,51 | 0 | -9,51 | 19,01 |
| 30% lodo | 33,7 | 8,8 | 1,3 | 42,2 | 2,8 | 49,7 | 175 | 229 | 85 | 57,0 | 20,57 | -11,29 | -9,27 | 41,13 |
| 0% lodo | 21,8 | 18,5 | 1,4 | 33,7 | 3,4 | 43,6 | 693 | 221 | 32 | 31,2 | -34,26 | -26,68 | 60,94 | 121,87 |
| 0% + A | 29,8 | 11,7 | 1,9 | 33,7 | 2,9 | 68,9 | 143 | 195 | 30 | 27,8 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 5% lodo | 23,5 | 9,8 | 1,8 | 38,6 | 3,0 | 42 | 120 | 135 | 48 | 36,6 | -9,19 | 9,19 | 0 | 18,39 |
| 10% lodo | 27,8 | 8,3 | 1,8 | 40,4 | 2,6 | 43,5 | 193 | 210 | 59 | 45,2 | 0 | 9,66 | -9,66 | 19,32 |
| 15% lodo | 31,1 | 8,8 | 1,8 | 43,7 | 2,7 | 50,3 | 218 | 229 | 72 | 54,7 | 6,63 | 7,69 | -14,32 | 28,64 |
| 20% lodo | 31,5 | 8,8 | 1,5 | 39,3 | 2,7 | 52,6 | 135 | 169 | 75 | 49,8 | 7,04 | 0 | -7,04 | 14,07 |
| 30% lodo | 34,5 | 8,3 | 1,5 | 41,5 | 2,9 | 53,0 | 194 | 222 | 99 | 59,4 | 19,40 | -7,20 | -12,20 | 38,80 |
| 0% lodo | 22,7 | 17,6 | 1,4 | 33,1 | 3,3 | 49,6 | 535 | 225 | 33 | 31,0 | -29,14 | -24,16 | 53,30 | 106,61 |
| 0% + A | 28,3 | 9,8 | 1,3 | 35,7 | 3,1 | 72,8 | 114 | 186 | 36 | 25,3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 5% lodo | 24,1 | 8,8 | 1,9 | 36,7 | 2,7 | 40,9 | 160 | 189 | 46 | 34,7 | -10,20 | 19,70 | -9,51 | 39,41 |
| 10% lodo | 27,3 | 9,3 | 1,7 | 39,8 | 2,5 | 47,4 | 180 | 216 | 64 | 47,6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 15% lodo | 28,3 | 8,3 | 1,9 | 44,0 | 2,6 | 50,8 | 157 | 168 | 61 | 45,8 | 0 | 11,59 | -11,59 | 23,17 |
| 20% lodo | 32,0 | 8,8 | 1,4 | 38,3 | 2,6 | 51,5 | 159 | 151 | 77 | 50,1 | 14,55 | 7,00 | -7,55 | 29,09 |
| 30% lodo | 35,9 | 8,3 | 1,4 | 43,4 | 2,9 | 51,8 | 166 | 216 | 100 | 63,3 | 24,61 | -10,90 | -13,71 | 49,22 |
| BAIXO ⁴ | <23,9 | <6,9 | <1,1 | <29 | <1,9 | <30 | <5 | <59 | <24 | <24 | | | | |
| ÓTIMO | 24 - 26 | 7 - 10,9 | 1,2 - 1,6 | 30-55 | 2 - 3 | 31-100 | 6-16 | 60-120 | 25-200 | 25-100 | | | | |
| ALTO | >27 | >11 | >1,7 | >56 | >4 | >101 | >17 | >121 | >300 | >110 | | | | |

¹ Doses de lodo de esgoto incorporadas ao solo (% v/v).

² Tratamento sem incorporação de lodo de esgoto ao solo e com adubação mineral

³ Os dados foram obtidos de uma amostra composta (100 folhas totalmente desenvolvidas e sadias) por tratamento.

⁴ Os valores de referência foram obtidos de Embleton, 1973 (citado por Marchal, 1984), para folhas de ramos não frutíferos.

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

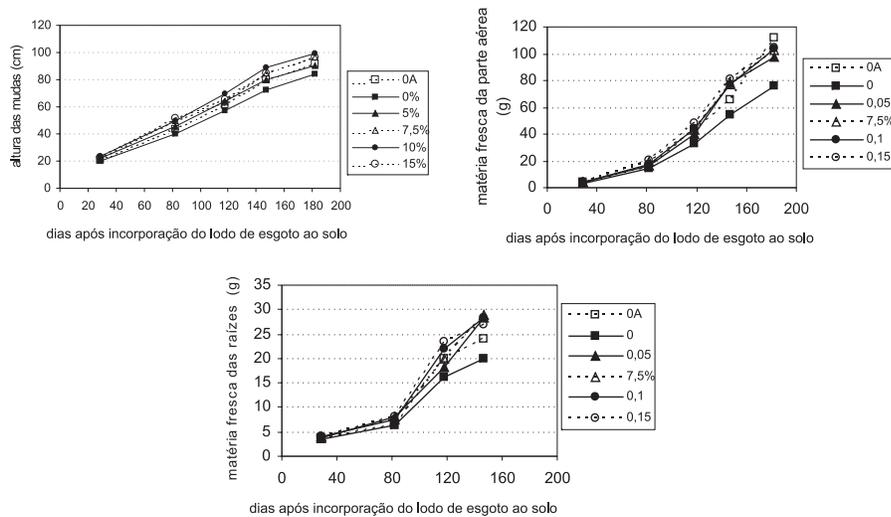


Fig. 6. Altura, matéria fresca da parte aérea e das raízes das mudas de limão cravo (*Citrus lemonia*), nos diferentes tratamentos de solo sem lodo e com adubo mineral (OA) ou com incorporação de lodo nas proporções de 0; 5; 7,5; 10 e 15 % v/v, no experimento de campo (média dos tratamentos com e sem inóculo).

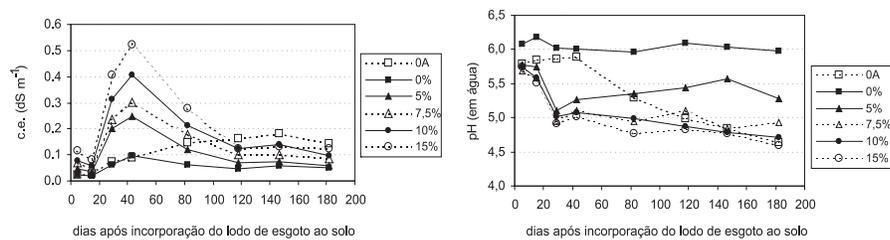


Fig. 7. Condutividade elétrica (c.e.) e pH em água da solução do solo, nos diferentes tratamentos de solo sem lodo e com adubo mineral (OA) ou com incorporação de lodo nas proporções de 0; 5; 7,5; 10 e 15 % v/v, no experimento de campo (média dos tratamentos com e sem inóculo).

Para o pH, os tratamentos sem lodo e sem adubo mineral apresentaram os maiores valores e com uma tendência estável ao longo do experimento. Os tratamentos sem lodo e com adubo foram estáveis até 43 dat, e daí decresceram até os 182 dat, atingindo junto aos tratamentos com 15% de lodo, os menores valores do experimento. De modo geral, houve uma tendência de redução do pH com o aumento dos níveis de lodo no solo (Fig. 7).

No geral, os resultados da análise do tecido foliar das mudas mostraram que as diferenças entre os tratamentos com e sem lodo são pequenas. Os melhores estados nutricionais foram obtidos nos tratamentos com adubação mineral e com 5% de lodo de esgoto, inoculados ou não, e nos tratamentos sem inóculo e com 10% de lodo de esgoto. Para o P, observa-se um excesso relativo desse nutriente quando as doses de lodo são iguais ou maiores a 7,5%, geralmente associado a deficiências de N. Para o K, o índice DRIS nos tratamentos com incorporação de lodo indica um balanço deste nutriente com o N e P, e ocorrem deficiências relativas nos tratamentos com 10 e 15 % de lodo, com e sem inóculo, respectivamente. Para os outros nutrientes, todos os tratamentos apresentaram valores de magnésio (Mg) e ferro (Fe) considerados ótimos; e de cálcio (Ca), boro (B), cobre (Cu) e zinco (Zn), baixos (Tabela 5).

A atividade microbiana do solo, avaliada pela hidrólise de FDA e respiração microbiana (desprendimento de CO_2), mostrou diferenças estatisticamente significativas entre tratamentos nas diferentes datas de avaliação. Essas diferenças foram devidas aos fatores lodo e bloco para a variável hidrólise de FDA, e lodo para a respiração, com respostas positivas ao incremento dos níveis de lodo de esgoto. Como ocorreu com as outras variáveis, o fator inóculo não foi significativo para nenhuma das datas de avaliação. A evolução da atividade microbiana no tempo apresentou máximos de atividade aos 5 e 15 dias para desprendimento de CO_2 e hidrólise de FDA, respectivamente (Fig. 8).

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

Tabela 5. Efeito do lodo de esgoto na composição do tecido foliar das mudas de limão cravo (*Citrus lemonia*) aos 182 dias após o transplante, do experimento no campo.

| Tratamento | N g kg ⁻¹ | K g kg ⁻¹ | P g kg ⁻¹ | Ca g kg ⁻¹ | Mg g kg ⁻¹ | B mg kg ⁻¹ | Cu mg g ⁻¹ | Fe mg kg ⁻¹ | Mn mg kg ⁻¹ | Zn mg kg ⁻¹ | Índice DRIS | | | Soma do valor absoluto |
|---|-------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-------------|-------|-------|------------------------------|
| | | | | | | | | | | | N | P | K | |
| Tratamentos sem inoculação com <i>Phytophthora nicotianae</i> | | | | | | | | | | | | | | |
| 0% lodo ¹ | 25,5 ³ | 12,4 | 1,7 | 20,9 | 2,1 | 18,6 | 3,6 | 96 | 24 | 15,4 | -8,96 | 0 | 8,96 | 17,92 |
| 0% + A ² | 27,6 | 9,4 | 1,6 | 20,0 | 2,4 | 16,4 | 4,1 | 85 | 22 | 15,2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 5% lodo | 27,0 | 9,9 | 1,7 | 20,2 | 2,3 | 15,4 | 4,9 | 86 | 22 | 16,8 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 7,5% lodo | 26,5 | 9,4 | 1,8 | 21,9 | 2,3 | 18,2 | 4,9 | 88 | 34 | 16,5 | -5,32 | 5,32 | 0 | 10,65 |
| 10% lodo | 27,2 | 9,9 | 1,7 | 19,8 | 2,2 | 15,3 | 4,9 | 76 | 29 | 16,1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 15% lodo | 27,5 | 9,4 | 2,0 | 28,2 | 2,7 | 16,0 | 4,8 | 83 | 27 | 16 | -7,47 | 16,47 | -9,00 | 32,94 |
| Tratamentos com inoculação com <i>Phytophthora nicotianae</i> | | | | | | | | | | | | | | |
| 0% lodo | 25,2 | 9,9 | 1,7 | 20,4 | 2,3 | 18,9 | 3,2 | 87 | 17 | 15,1 | -5,12 | 5,12 | 0 | 10,23 |
| 0% + A | 27,7 | 10,4 | 1,5 | 18,2 | 2,3 | 13,9 | 5,2 | 74 | 20 | 16,7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 5% lodo | 25,5 | 9,9 | 1,7 | 22,3 | 2,3 | 15,3 | 4,9 | 96 | 23 | 17,7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 7,5% lodo | 26,5 | 9,9 | 1,8 | 19,3 | 2,1 | 18,7 | 4,9 | 79 | 23 | 16,9 | -5,32 | 5,32 | 0 | 10,65 |
| 10% lodo | 27,2 | 9,4 | 1,9 | 23,0 | 2,3 | 18,5 | 5,4 | 81 | 23 | 16,8 | -6,18 | 13,49 | -7,30 | 26,98 |
| 15% lodo | 27,4 | 10,4 | 2,0 | 24,3 | 2,2 | 17,9 | 5,4 | 95 | 29 | 20,7 | -7,59 | 7,59 | 0 | 15,17 |
| Valores de referência | | | | | | | | | | | | | | |
| BAIXO ⁴ | <23,9 | <6,9 | <1,1 | <29 | <1,9 | <30 | <5 | <59 | <24 | <24 | | | | |
| ÓTIMO | 24 - 26 | 7 - 10,9 | 1,2-1,6 | 30-55 | 2 - 3 | 31-100 | 6-16 | 60-120 | 25-200 | 25-100 | | | | |
| ALTO | >27 | >11 | >1,7 | >56 | >4 | >101 | >17 | >121 | >300 | >110 | | | | |

¹ Doses de lodo de esgoto incorporadas ao solo (% v/v).

² Tratamento sem incorporação de lodo de esgoto ao solo e com adubação mineral

³ Os dados foram obtidos de uma amostra composta (100 folhas totalmente desenvolvidas e sadias) por tratamento.

⁴ Os valores de referência foram obtidos de Embleton, 1973 (citado por Marchal, 1984), para folhas de ramos não frutíferos.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

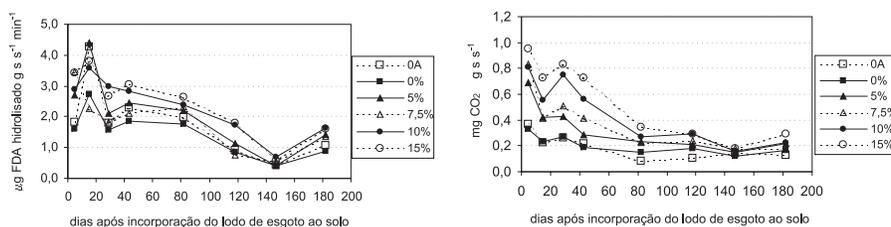


Fig. 8. Atividade microbiana do solo avaliada pela hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) e respiração microbiana (desprendimento de CO₂), nos diferentes tratamentos de solo sem lodo e com adubo mineral (OA) ou com incorporação de lodo nas proporções de 0; 5; 7,5; 10 e 15 % v/v, no experimento de campo (média dos tratamentos com e sem inóculo).

A recuperação de *Phytophthora nicotianae* do solo só foi possível aos 82 dias após transplante das mudas, com valores baixos, mas que mostraram uma tendência a diminuir quando os valores de lodo de esgoto aumentaram (Tabela 6). Nas outras datas, não houve recuperação do patógeno, tanto das raízes quanto do solo. Os valores de recuperação do patógeno do solo correlacionaram-se com os valores da hidrólise de FDA ($r = -0,2819$; $P = 0,052$), mas não com os da respiração microbiana, nem com a condutividade elétrica e pH do solo.

Tabela 6. Efeito do inóculo e do lodo de esgoto na recuperação de *Phytophthora nicotianae* do solo mediante teste de isca de folhas de citros aos 82 dias após o transplante, nas parcelas do experimento no campo.

| Fator | médias |
|--------------------------------------|------------------------|
| <u>níveis de inóculo</u> | |
| 0 g | 0,00 b ^{2, 3} |
| 20 g | 2,56 a |
| <u>doses de lodo</u> | |
| 0% lodo ¹ + adubo mineral | 2,19 n.s |
| 0% de lodo | 4,19 n.s |
| 5% de lodo | 0,69 n.s |
| 7,5% de lodo | 0,31 n.s |
| 10% de lodo | 0,31 n.s |
| 15% de lodo | 0,00 n.s |

¹ Porcentagens de lodo incorporadas ao solo (v/v %).

² Para a análise estatística, os dados da porcentagem de recuperação do patógeno do solo foram transformados em arco seno $\sqrt{x} / 100$.

³ Dados seguidos da mesma letra, na coluna, não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade.

Efeito dos extratos do lodo de esgoto no crescimento *in vitro* de *Phytophthora nicotianae*

Dos extratos avaliados, o extrato ácido do tratamento com 20% de lodo de esgoto apresentou uma redução significativa no crescimento da colônia de *Phytophthora nicotianae* (Tabela 7).

Tabela 7. Diâmetros médios das colônias de *Phytophthora nicotianae* isolado IAC 01/95, aos quatro e nove dias após repicagem, e área abaixo da curva de crescimento das colônias aos nove dias (AACC), crescendo em meio de cenoura (MC) contendo extratos aquosos, ácidos (H₂SO₄) ou básicos (KOH) de lodo de esgoto (LE) e areia.

| Tratamentos | Dias após repicagem | | AACC |
|---|-----------------------------------|----------------------------------|----------------------|
| | 4 | 9 | |
| Testemunha (MC) | 5,43 ¹ ab ² | 9,00 ¹ a ² | 52,56 a ² |
| Areia + água | 5,40 ab | 9,00 a | 52,18 a |
| Areia + KOH | 4,41 c | 8,82 a | 44,61 b |
| Areia + H ₂ SO ₄ | 4,63 c | 8,65 a | 45,52 b |
| Areia + LE + água | 4,89 bc | 8,73 a | 47,86 b |
| Areia + LE + KOH | 5,68 a | 9,00 a | 53,44 a |
| Areia + LE + H ₂ SO ₄ | 2,05 d | 2,27 b | 17,28 c |

¹ Diâmetro médio das colônias em cm.

² Dados seguidos da mesma letra, na coluna, não diferem significativamente (Teste de Duncan, ao nível de 5% de probabilidade).

Isolamento e seleção de antagonistas a *Phytophthora nicotianae*

O número médio de colônias isoladas do solo das parcelas do campo foi da ordem de 10⁶, 10⁵ e 10⁴ colônias por grama de solo para bactérias, actinomicetos e fungos, respectivamente. Os tratamentos com e sem lodo tiveram em média valores semelhantes para os diferentes grupos de microrganismos isolados.

Dos isolados testados no bioensaio, só um fungo (isolado F9.1, do gênero *Aspergillus*; obtido das parcelas com adubo mineral e inoculadas com *Phytophthora nicotianae*) e um actinomiceto (isolado A12.1, não identificado; obtido das parcelas com 15% de lodo e inoculada) apresentaram controle total

da *Phytophthora nicotianae*, semelhante à testemunha com água destilada esterilizada, onde as plântulas de alfafa não apresentaram nem zoosporângios, nem micélio. Sete isolados de fungos, três de actinomicetos e dois de bactérias permitiram o desenvolvimento de micélio, mas não dos zoosporângios. Alguns isolados tiveram um comportamento semelhante à testemunha com água e *Phytophthora nicotianae*.

No teste de pareamento de colônias, destacaram-se cinco fungos e dois actinomicetos. Um fungo do gênero *Trichoderma* (isolado F8.3/4; obtido das parcelas com adubo mineral e inoculada) destacou-se por antibiose com formação de halo de inibição de 1 cm; e os outros quatro, um *Trichoderma* (isolado F12.3; obtido das parcelas com 15% de lodo e inoculada) e três *Aspergillus* (isolado F8.10 obtido das parcelas com adubo mineral e inoculada; e isolados F9.1, F11.1; obtidos das parcelas com 5 e 10% de lodo e inoculadas, respectivamente) por hiperparasitismo, com crescimento micelial recobrando toda a placa em 72 h. Os dois actinomicetos (isolados A2.1 e A12.1; obtido das parcelas com adubo mineral e sem inóculo, e com 15% de lodo e inoculada, respectivamente) também desenvolveram halos de inibição de 1 cm. Os isolados que não interferiram nem com o crescimento nem com a esporulação de *Phytophthora nicotianae* foram as bactérias (isolados B10.6 e B11.1), um actinomiceto (isolado A9.7) e dois fungos (F10.4 e F10.8).

Discussão

Sobrevivência e a recuperação de *Phytophthora nicotianae* do solo e das raízes

Nos diferentes experimentos (*in vitro* e em casa de vegetação) observou-se que a sobrevivência e a recuperação de *Phytophthora nicotianae* do solo e das raízes, em geral, foram menores quando as doses de lodo de esgoto aumentaram nas diferentes misturas do substrato – lodo ou solo - lodo, sugerindo um efeito supressivo do lodo (Figuras 1 e 3, Tabelas 3 e 6). Esses resultados são coincidentes com os obtidos por outros autores, tanto para o

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

manejo das doenças causadas por *Phytophthora* como por outros patógenos, em diversas culturas (Baker & Cook, 1974; Bettiol & Krügner, 1984; Casale et al., 1995; Chung et al.; 1988; Costa et al., 1996; Erwin & Ribeiro, 1996; Feichtenberger et al., 1997; Hoitink & Boehm, 1999; Kim et al.; 1997; Lewis et al., 1992; Lumsden et al., 1983; Millner et al., 1982; Pereira et al., 1996; Widmer et al., 1998). Os processos envolvidos na supressividade do solo são complexos e incluem fatores bióticos e abióticos, alguns deles evidenciados no presente trabalho como a presença de compostos tóxicos, alterações nas propriedades químicas do solo (condutividade elétrica e pH), melhora nas condições para o desenvolvimento das mudas e aumento da atividade microbiana.

Compostos tóxicos

A presença de compostos tóxicos devido aos processos de decomposição da matéria orgânica adicionada ao solo tem sido reportada por vários autores para diversos patógenos, usando diferentes fontes de matéria orgânica (Blok et al., 2000; Casale et al., 1995; Gamliel et al., 2000; Hoitink et al., 1977; Pereira et al., 1996).

As inibições do crescimento *in vitro* de colônias de *Phytophthora nicotianae* quando colocadas para crescer em meio de cultura acrescentado com extratos ácidos (Tabela 7) também foram obtidas por Widmer et al. (1998), sugerindo um possível efeito químico na indução de supressividade.

Condutividade elétrica e pH do solo

As alterações nas propriedades químicas do solo (condutividade elétrica e pH) constituem um outro fator que pode explicar a supressividade a *Phytophthora nicotianae*.

Nos diferentes experimentos realizados, a condutividade elétrica aumentou como resposta ao incremento nas quantidades de lodo incorporadas tanto ao substrato quanto ao solo (Figuras 1, 3, 5 e 7). Lapeña *et al.* (2000) observaram que com valores de condutividade elétrica até 5 dS m⁻¹ por 24 h, a viabilidade e a capacidade de infectar dos zoosporângios de *Phytophthora*

citrophthora diminuam. Semelhantemente ao presente trabalho, Workneh *et al.* (1993) estabeleceram correlações negativas entre condutividade elétrica e presença de *Phytophthora parasitica* ou incidência da doença em plantas de tomateiro.

Tanto nos experimentos *in vitro*, como em casa de vegetação e campo, os valores de pH mostraram uma tendência de diminuir quando os níveis de lodo de esgoto aumentaram (Figuras 1, 3 e 7). Segundo Carmo (2001), a diminuição dos valores de pH na solução do solo deve-se à liberação de N-NH_4^+ durante o processo de mineralização do lodo no solo, e os altos teores de NH_4^+ podem indicar uma maior liberação de H^+ para o meio promovendo acidificação. Tsao (1959) achou que baixos teores de pH diminuiriam a incidência da podridão de raízes em citros causadas por *Phytophthora nicotiana*. Downer *et al.* (2001) sugerem que a supressividade a *Phytophthora cinnamomi* é favorecida por pH baixo, o qual favorece a ação de enzimas produzidas por antagonistas ao patógeno.

Desenvolvimento das plântulas e mudas

A melhora das condições para o desenvolvimento das plântulas e mudas constitui um outro fator que pode explicar a supressividade a *Phytophthora nicotianae*. Nos experimentos realizados, o lodo apresentou um efeito significativo e positivo no desenvolvimento das mudas (Figuras 2, 4 e 6). Esses resultados estão de acordo com diversos trabalhos que sugerem melhor desenvolvimento das plantas crescendo em solos com incorporação de matéria orgânica de diversas origens (Bettiol & Krügner, 1984; Kim *et al.*, 1997; Pascual *et al.*, 2000). Entre os fatores envolvidos, estão a melhoria da infiltração e drenagem do solo, favorecendo o desenvolvimento radicular e limitando a possibilidade de saturação do solo por excessos de água, e a uma nutrição mais equilibrada das plantas compensando desbalanços.

Com a incorporação de lodo de esgoto em concentrações de 30% v/v em base fresca, observou-se uma tendência de decréscimo na altura e produção de matéria fresca da parte aérea e raízes (Figuras 2 e 4), sugerindo um possível efeito de fitotoxidez como reportado por outros autores quando grandes volumes de matéria orgânica são incorporados ao solo e/ou quando

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

estes não estão bem compostados (Aryantha et al., 2000; Casale et al., 1995; De Vleeschauwer et al., 1981; Widmer et al., 1998). Segundo Widmer et al. (1998), esse efeito negativo pode desaparecer com o passar do tempo, e num prazo maior estimular o desenvolvimento da cultura. De Vleeschauwer et al. (1981) estudaram os componentes fitotóxicos de compostos de lixo urbano fresco e determinaram que a principal substância fitotóxica foi o ácido acético, seguido de ácidos orgânicos (propiónico, isobutírico, butírico e isovalérico), os quais atingiram níveis não tóxicos às plantas após 5 meses de compostagem.

Atividade microbiana do solo

O aumento da atividade microbiana do solo é citado por vários autores como um dos principais fatores que podem explicar a supressividade a *Phytophthora nicotianae*, onde as populações microbianas estabeleceriam um controle biológico mediante os mecanismos clássicos descritos por Baker & Cook (1974): competição, antibiose, parasitismo e indução de resistência. O sucesso do controle da *Phytophthora* pela comunidade microbiana baseia-se, entre outros, em sua baixa capacidade saprofítica e competitiva (Erwin & Ribeiro, 1996). Malaczuck (1983) sugere que os principais mecanismos envolvidos no controle de *Phytophthora* são competição por nutrientes e antibiose, entretanto Downer et al (2001) sugerem que a produção de celulase e laminarinase é o principal mecanismo envolvido na supressividade a *Phytophthora cinnamomi* no sistema Ashburner, destruindo zoósporos e outros propágulos do patógeno; e afirmam que as enzimas são produzidas pela comunidade de fungos, entre eles *Penicillium* e *Aspergillus*.

O aumento da atividade microbiana do solo foi constatado no presente trabalho, com respostas positivas da hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) e respiração microbiana à incorporação de lodo de esgoto ao solo (Tabela 2 e Figura 8). Esses dados são coincidentes com os resultados de vários autores que reportaram correlações significativas entre incidência da doença ou presença dos patógenos e aumento nos valores de FDA (Aryantha et al., 2000; Boehm & Hoitink, 1992; Costa et al., 1996; Ghini et al., 1998; Kim et al., 1997; Workneh et al., 1993). Outras medidas da atividade microbiana e sua relação com a

supressividade aos patógenos foram demonstradas por diversos autores: desprendimento de CO₂ (Costa et al., 1996; Ghini et al., 1998); atividade da desidrogenase (Lewis et al., 1992) e outras enzimas como fosfatase, urease, α -glucosidase, galactosidase, N-acetil-glucosa-aminidase (Pascual et al., 2000); e tamanho da biomassa microbiana (Hoitink & Boehm, 1999). Hoitink & Boehm (1999) sugerem que o nível de hidrólise de FDA é um bom indicador da supressividade dos solos, mas consideram que o sucesso do controle biológico de *Pythium* e *Phytophthora* também depende da quantidade e qualidade da matéria orgânica que ofereça energia aos microrganismos envolvidos no controle biológico.

No bioensaio, dentre os isolados testados como antagonistas a *Phytophthora nicotianae*, destacaram-se sete fungos dos gêneros *Trichoderma* e *Aspergillus*, três actinomicetos e duas bactérias. Diversas espécies do gênero *Trichoderma* são bem conhecidas como agentes de controle biológico de doenças causadas por *Phytophthora* spp. (Ahmed et al., 1999; Amorim & Melo, 1999; Casale et al., 1995; Costa et al., 1996; Malajczuk, 1983; May, 1994; Smith et al., 1990). Mas também fungos dos gêneros *Aspergillus*, *Gliocladium*, *Myrothecium* e *Penicillium*; actinomicetos (*Streptomyces* spp.) e bactérias dos gêneros *Bacillus*, *Enterobacter* e *Pseudomonas* possuem capacidade de produção de antibióticos e, assim, potencialidade no controle de *Phytophthora* spp. (Malajczuk, 1983; Erwin & Ribeiro, 1996; Fang & Tsao, 1995; You et al., 1996).

Devido à complexidade dos processos envolvidos, para determinar o impacto potencial da incorporação de matéria orgânica ao solo na indução de supressividade aos diferentes patógenos, são necessários estudos locais, nos solos e com as fontes de matéria orgânica disponíveis na região. No caso da supressividade a *Phytophthora* é importante a atividade celulolítica dos microrganismos envolvidos, considerando que as paredes dos cromistas estão constituídas principalmente por celulose (β -1,4 glucanos) e β -1,3 e β -1,6 glucanos (Bartnicki – Garcia & Wang, 1983). Assim, trabalhos futuros visando estudar os fatores envolvidos na supressividade a *Phytophthora* poderiam incluir, além das técnicas acima descritas, a análise de atividade celulolítica da microbiota e outras técnicas de isolamento e detecção dos grupos de microrganismos do solo.

Considerações Finais

Embora iniciais, os resultados obtidos no presente trabalho destacam a potencialidade do uso do lodo de esgoto proveniente das Estações de Tratamento de Esgotos – ETEs no manejo das doenças causadas por *Phytophthora nicotianae* em citros.

O lodo de esgoto proveniente das ETEs constitui uma fonte de matéria orgânica disponível em quantidades crescentes. Além de contribuir no manejo das doenças, a aplicação do lodo de esgoto como adubação orgânica pode ser altamente benéfica, face à melhoria nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, e dessa forma, pode contribuir para a obtenção de uma agricultura mais sustentável.

Referências

- AHMED, A.S.; PEREZ-SANCHEZ, C.; EGEE, C.; CANDELA, M.E. Evaluation of *Trichoderma harzianum* for controlling root rot caused by *Phytophthora capsici* in pepper plants. **Plant Pathology**, v.48, p.58-65, 1998.
- AMORIM, E.P. da R.; MELO, I.S. Efeito da associação de antagonistas no controle de *Phytophthora parasitica* e *Phytophthora citrophthora* em plântulas de citros. **Summa Phytopathologica**, v.25, n. 4, p.335-338, 1999.
- ARYANTHA, I.P.; CROSS, R.; GUEST, D.I. Suppression of *Phytophthora cinnamomi* in potting mixes amended with uncomposted and composted animal manures. **Phytopathology**, v.90, n.7, p.775-782, 2000.
- BAKER, K.F.; COOK, R.J. **Biological control of plant pathogens**. San Francisco: W.H. Freeman, 1974. 433p.
- BARTNICKI – GARCIA, S.; WANG, M. Biochemical aspects of morphogenesis in *Phytophthora*. In: ERWIN, D.C.; BARTNICKI – GARCIA, S.; TSAO, P.H. (Ed.). **Phytophthora: its biology, taxonomy, ecology and pathology**. St. Paul, APS Press, 1983. cap. 9, p. 121-137.
- BETTIOL, W.; KRÜGNER, T.L. Influência do lodo de esgoto na severidade da podridão de raiz do sorgo causada por *Pythium arrhenomanes*. **Summa Phytopathologica**, v.10, p.243-251, 1984.

BLOK, W.J.; LAMERS, J.G.; TERMORSHUIZEN, A.J.; BOLLEN, G.J. Control of soilborne plant pathogens by incorporating fresh organic ammendments followed by tarping. **Phytopathology**, v. 90, n.3, p. 253-259, 2000.

BOEHM, M. J.; HOITINK, H. A. J. Sustenance of microbial activity in potting mixes and its impact on severity of Pythium root rot of *Poinsettia*. **Phytopathology**, v.82, n.3, p.259-264, 1992.

CARMO, J.B. do. **Impacto da aplicação de biossólidos nas atividades microbianas do solo**. 2001. 105 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

CASALE, W.L.; MINASSIAN, V.; MENGE, J.A.; LOVATT, C.J.; POND, E.; JOHNSON, E.; GUILLEMET, F. Urban and agricultural wastes for use as mulches on avocado and citrus and for delivery of microbial biocontrol agents. **Journal of Horticultural Science**, v.70, n.2, p.315-352, 1995.

CHUNG, Y. R.; HOITINK, H. A. H.; LIPPS, P. E. Interactions between organic-matter decomposition level and soilborne disease severity. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.24, p.183-193, 1988.

COSTA, J.L. da; MENGE, J.A.; CASALE, W.L. Investigations on some of the mechanisms by wich bioenhaced mulches can suppress Phytophthora root rot of avocado. **Microbiological Research**, v.151, p.183-192, 1996.

DE VLEESCHAUWER, D.; VERDONCK, O.; VAN ASSCHE, P. Phytotoxicity of refuse compost. **BioCycle**, v.22, p. 44-46, 1981.

DOWNER, A.J.; MENGE, J.A.; POND, E. Effect of cellulolytic enzymes on *Phyophthora cinnamomi*. **Phytopathology**, v.91, n.9, p.839-846, 2001.

ERWIN, D.C.; RIBEIRO, O.K. **Phytophthora diseases worldwide**. St. Paul: APS Press, 1996. 562p.

FANG, J.G.; TSAO, P.H. Efficacy of *Penicillium funiculosum* as a biological control agent against phytophthora root rots of azalea and citrus. **Pyhtopathology**, v.85, n.8, p.871-878, 1995.

FEICHTENBERGER, E. Doenças induzidas por fungos do gênero *Phytophthora* em citros e seu controle. **Laranja**, v.10, n.2, p.359-378, 1989.

FEICHTENBERGER, E. Control of *Phytophthora* gummosis of citrus with systemic fungicides in Brazil. **Bulletin OEPP**, v.20, p.139-148, 1990.

FEICHTENBERGER, E.; MÜLLER, G. W.; GUIRADO, N. Doenças dos citros. In: KIMATI, H.; AMORIM, L.; BERGAMIN FILHO, A.; CAMARGO, L. E. A.; REZENDE, J. A. M. **Manual de fitopatologia**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1997. v. 2, p. 261-296.

FERRIN, D. M.; KABASHIMA, J. N. *In vitro* insensitivity to metalaxyl of isolates of *Phytophthora citricola* and *P. parasitica* from ornamental hosts in southern California. **Plant Disease**, v.75, p.1041-1044, 1991.

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

GAMLIEL, A.; AUSTERWEIL, M.; KRITZMAN, G. Non-chemical approach to soilborne pest management – organic amendments. **Crop Protection**, v.19, p.847- 853, 2000.

GHINI, R.; MENDES, M.D.L.; BETTIOL, W. Método de hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) como indicador de atividade microbiana no solo e supressividade a *Rhizoctonia solani*. **Summa Phytopathologica**, v.24, n.3/4, p.239-242, 1998.

GRIMM, G.R.; ALEXANDER, A.F. Citrus leaf pieces as traps for *Phytophthora parasitica* from soil slurries. **Phytopathology**, St. Paul, v.63, p. 540-541, 1973.

GRISI, B. M. Método químico de medição da respiração edáfica: alguns aspectos técnicos. **Ciência e Cultura**, v.30, n.1, p.82-88, 1978.

HANDELSMAN, J.; NESMITH, W.C.; RAFFEL, S.J. Microassay for biological control of infection of tobacco by *Phytophthora parasitica* var. *nicotianae*. **Current Microbiology**, v.22, p. 317-319, 1991.

HOITINK, H.A.J.; VAN DOREN, D.M.; SCHMITTHENNER, A.F. Suppression of *Phytophthora cinnamomi* in a composted hardwood bark potting medium. **Phytopathology**, v.67, n.4, p.561-565, 1977.

HOITINK, H.A.J.; BOEHM, M.J. Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate dependent phenomenon. **Annual Review of Phytopathology**, v. 37, p. 427-446, 1999.

KIM, K.D.; NEMEC, S.; MUSSON, G. Effects of composts and soil amendments on soil microflora and *Phytophthora* root and crown rot of bell pepper. **Crop Protection**, v.16, n. 2, p. 165-172, 1997.

LAPEÑA, I.; TUSET, J.J.; HINAREJOS, C.; MIRA, J.L. Interacción entre la conductividad eléctrica de la solución del suelo y la infección de *Phytophthora citrophthora* en plántulas de cinco portainjertos de cítricos. In: CONGRESO DE LA SOCIEDAD ESPAÑOLA DE FITOPATOLOGÍA, 10., Valencia, 2000. **Resúmenes...** Valencia: SEF, 2000. p.218.

LEWIS, J.A.; LUMSDEN, R.D.; MILLNER, P.D.; KEINATH, A.P. Suppression of damping-off of peas and cotton in the field with composted sewage sludge. **Crop Protection**, v.11, n.6, p.260-266, 1992.

LUMSDEN, R.D.; LEWIS, J.A.; MILLNER, P.D. Effect of composted sewage sludge on several soilborne pathogens and diseases. **Phytopathology**, v.73, n.11, p.1543-1548, 1983.

MALAJCZUK, N. Microbial antagonism to *Phytophthora*. In: ERWIN, D.C.; BARTNICKI – GARCIA, S.; TSAO, P.H. (Ed.). **Phytophthora: its biology, taxonomy, ecology and pathology**. St. Paul: APS Press, 1983. cap.16, p.197-218.

MARCHAL, J. Agrumes. In: MARTIN - PRÉVEL, P.; GAGNARD, J.; GAUTER, P. (Ed.). **L'analyse végétale dans le contrôle de l'alimentation des plantes tempérées et tropicales**. Paris: Technique et Documentation (Lavoisier), 1984. p.361-398.

MATHERON, M.E.; MATEJKA, J.C. Effect of sodium tetrathiocarbonate, metalaxyl, and fosetyl-Al on development and control of Phytophthora root rot of citrus. **Plant Disease**, v.75, n.3, p.264-268, 1991.

MAY, L.M. **Controle biológico, físico e químico de *Phytophthora parasitica* Dastur em mudas de citros**. 1994. 89p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

McGOVERN, R. J.; McSORLEY, R.; URS, R. R. Reduction of Phytophthora blight of Madagascar periwinkle in Florida by soil solarization in autumn. **Plant Disease**, v.84, n.2, p.185-191, 2000.

MILLNER, P.D.; LUMDSEN, R.D.; LEWIS, J.A. Controlling plant disease with sludge compost. **BioCycle**, v. 22, p. 50-52, 1982.

PASCUAL, J.A.; HERNANDEZ, T.; GARCIA, C.; DE LEIJ, F.A.A.M.; LYNCH, J.M. Long-term suppression of *Pythium ultimum* in arid soil using fresh and composted municipal wastes. **Biology and Fertility of Soils**, v.30, p. 478-484, 2000.

PEREIRA, J.C.R.; ZAMBOLIM, L.; do VALE, F.X.R.; CHAVES, G.R. Compostos orgânicos no controle de doenças de plantas. **Revisão Anual de Patologia de Plantas**, v.4, p.353-379, 1996.

PLATT, R.G.; OPITZ, K.W. Propagation of citrus. In: REUTHER, W. (Ed.). **The citrus industry**. Berkeley: University of California, 1973. v.3. cap.1, p. 1-47.

SANTOS, I. dos; BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the rot and seedling damping-off of bean plants caused by *Sclerotium rolfsii*. **Crop Protection**, v.22, p.1093-1097, 2003.

SMITH, V.L.; WILCOX, W.F.; HARMAN, G.E. Potential for biological control of Phytophthora root and crown rots of apple by *Trichoderma* and *Gliocladium* spp. **Phytopathology**, v.80, n.9, p. 880-885, 1990.

SUMNER, M.E. **Diagnosis and Recommendation Integrated System (DRIS) as a guide to orchard fertilization**: Seminar on Leaf Diagnosis as a Guide to Orchard Fertilization. Korea: Food and Fertilizer Technology Center, 1986.

TIMMER, L. W.; GRAHAM, J. H.; ZITKO, S. E. Metalaxyl-resistant isolates of *Phytophthora parasitica*: occurrence, sensitivity, and competitive parasitic ability on citrus. **Plant Disease**, v.82, p.254-261, 1998.

TSAO, P.H. Phytophthora fibrous root rot of citrus affected by soil factors. (Resumo) **Phytopathology**, v.49, p.553, 1959.

Efeitos do Lodo de Esgoto na Indução de Supressividade de Solos a *Phytophthora nicotianae* em Citros

WIDMER, T. L.; GRAHAM, J. H.; MITCHELL, D. J. Composted municipal waste reduces infection of citrus seedlings by *Phytophthora parasitica*. **Plant Disease**, v.82, n.6, p.683-688, 1998.

WILCOX, W.F.; PRITTS, M.P.; KELLY, M.J. Integrated control of Phytophthora root rot of red raspberry. **Plant Disease**, v.83, n.12, p.1149-1154, 1999.

WORKNEH, F.; VAN BRUGGEN, A.H.C.; DRINKWATER, L.E.; SHENNAN, C. Variables associates with corky root and Phytophthora root rot of tomatoes in organic and conventional farms. **Phytopathology**, v.83, n.5, p.581-589, 1993.

YOU, M.P.; SIVASITHAMPARAM, K.; KURTBÖKE. Actinomycetes in organic mulch used in avocado plantations and their ability to supress *Phytophthora cinnamomi*. **Biology and Fertility of Soils**, v.22, p.237-242, 1996.

17

Lodo de Esgoto Associado à Solarização do Solo para o Controle de *Pythium* spp.

*Raquel Ghini; Ivone Alberta Swart Schoenmaker e
Wagner Bettiol*

Introdução

O gênero *Pythium* possui alguns dos mais freqüentes fitopatógenos veiculados pelo solo, especialmente em cultivos intensivos. A facilidade de disseminação, via água de irrigação, substratos, mudas e implementos agrícolas contaminados, agrava o problema, colocando em risco a sustentabilidade do sistema agrícola (Jarvis, 1992).

O controle preventivo é o mais recomendado, evitando-se a entrada do patógeno na área, haja vista que uma vez introduzido no solo, tanto a convivência, quanto a erradicação apresentam problemas, devido aos poucos métodos de controle disponíveis e suas desvantagens.

A desinfestação do solo com produtos químicos envolve o uso de fumigantes, que são biocidas, altamente tóxicos, e que, por esse motivo, exigem cuidados quanto à segurança do aplicador. Além disso, a desinfestação com biocidas promove a formação de “vácuos biológicos”, constituídos por espaços estéreis. Assim, há maior facilidade de reinfestação do solo tratado, devido à eliminação da microbiota. Fungicidas específicos, como metalaxyl, também podem ser utilizados na forma de regas do solo (Kimati et al., 1997). Porém, os impactos ambientais resultantes da aplicação do controle químico para tratamento de solo podem apresentar diversos problemas, pois para atingir o alvo e obter um controle adequado, há a necessidade do tratamento de todo o solo a ser explorado pelas raízes.

A solarização é um método alternativo de desinfestação do solo para o controle de fitopatógenos, plantas invasoras e pragas, desenvolvido por

Katan et al. (1976). A cobertura com um filme plástico transparente promove a elevação da temperatura do solo pela energia solar. Parte da população de patógenos morre por efeito direto do aquecimento, especialmente os propágulos localizados na superfície. Quanto maior a profundidade, menores são as temperaturas atingidas, de modo que é necessário um tempo maior de exposição para que ocorra a inativação das estruturas do patógeno. O aquecimento atua sobre a microbiota do solo em geral e os processos microbianos induzidos são importantes em profundidades onde as temperaturas são subletais ou em climas cujas temperaturas não são favoráveis à solarização (Ghini, 1997). Pullman et al. (1981) verificaram que temperaturas sub-letais causam atraso na germinação, o que varia conforme a temperatura e o tempo de exposição, indicando que danos causados pelo calor se acumulam gradualmente até chegar ao ponto em que o propágulo não se recupera.

O aquecimento artificial (vapor) promove maiores alterações nos componentes bióticos do solo do que a solarização, pois as altas temperaturas atingidas levam à formação do “vácuo biológico”. A redução da comunidade de antagonistas geralmente significa uma rápida disseminação do patógeno reintroduzido. Por outro lado, na solarização, as temperaturas atingidas permitem a sobrevivência de alguns grupos de microrganismos, entre eles muitos antagonistas que são mais tolerantes ao calor e competitivos do que os patógenos de plantas. Ocorre, assim, uma alteração na composição microbiana em favor de antagonistas, estimulando a supressividade do solo a patógenos, dificultando a reinfestação e permitindo que o tratamento dure diversos ciclos da cultura (Ghini, 1997). Katan & DeVay (1991) também citam que o efeito da solarização pode durar mais de um ciclo de plantio, o que significa uma vantagem sobre o uso de fungicidas e herbicidas que é realizado antes de todo o plantio.

Em muitos casos, a solarização pode ser beneficiada pela integração desse tratamento com outros métodos de desinfestação, como métodos químicos e biológicos. A combinação da solarização com a incorporação de fontes de matéria orgânica para obter a biofumigação, por exemplo, tem apresentado resultados promissores na desinfestação de campos ou mesmo no preparo de substratos (Stapleton & DeVay, 1995).

Lodo de Esgoto Associado à Solarização do Solo para o Controle de *Pythium* spp.

A utilização de fontes de matéria orgânica pode melhorar as características físico-químicas do solo, aumentar a comunidade microbiana e ainda ter efeito no controle de doenças de plantas. Resultados de trabalhos com o uso de compostos orgânicos no controle de doenças de plantas têm mostrado que os níveis de controle variam em função do patossistema e do tipo de composto orgânico empregado, tais como: origem do material a ser compostado, método de compostagem, estágio de maturação do composto e composição populacional dos microrganismos decompositores do material orgânico, entre outros fatores (Hoitink & Fahy, 1986).

A atividade microbiana de alguns solos pode prevenir o estabelecimento de fitopatógenos ou inibir suas atividades patogênicas. A supressividade de um solo a um fitopatógeno não significa necessariamente a eliminação do patógeno, mas a ausência ou a supressão da doença nos casos em que plantas suscetíveis são cultivadas nesse solo (Reis, 1991). A supressão do desenvolvimento de doenças pode ocorrer por fungistase; pouca habilidade competitiva saprofítica do patógeno; antibiose; ou outra forma de controle biológico. Solos intensamente cultivados, por exemplo, freqüentemente sofrem tratamentos que eliminam parte da microbiota, mas a adição de organismos apropriados pode torná-los supressivos. A adição de diversos materiais, como turfa, adubo verde e materiais orgânicos compostados, pode manter comunidades mistas de organismos antagonistas (Jarvis, 1992).

Gamliel & Stapleton (1993) identificaram compostos voláteis produzidos em solos solarizados com incorporação de resíduos de repolho e também avaliaram o efeito do tratamento sobre *Pythium ultimum* e *Sclerotium rolfsii*. Os principais compostos detectados foram aldeídos (formaldeído e acetaldeído) e compostos de enxofre, incluindo isotiocianatos. O tratamento a 45°C foi eficiente para o controle dos patógenos, mas ineficiente quando a temperatura máxima foi 38°C. Nesta temperatura, com a associação de resíduos de repolho, houve significativa redução de patógenos no solo. Os autores observaram também um aumento na atividade microbiana do solo com a incorporação de resíduos de repolho.

Composto de casca de madeira usado no cultivo de *Poinsettia* apresentou-se supressivo a *Pythium* spp. e *Rhizoctonia solani*, causadores de podridão de raízes e da coroa, além de promover um melhor crescimento e qualidade das plantas. A utilização desse material poderia, eventualmente, eliminar o tratamento com vapor e a utilização de fungicidas no solo (Daft et al., 1979). Compostos originados da coleta seletiva de lixo doméstico podem promover a proteção de plantas contra patógenos de solo (Schueler et al., 1989). Compostos de vegetais apresentaram-se supressivos a *R. solani*, onde foi obtida uma redução de 30 a 70% do patógeno após um período de decomposição de cinco a sete meses, porém com apenas um mês ocorreu estímulo do crescimento do patógeno (Tuitert et al., 1998). O desenvolvimento da supressividade a *R. solani* com o aumento da idade do composto também foi constatado com composto de casca de madeira (Nelson et al., 1983) e composto de lodo de esgoto para o controle de "damping-off", em estufas e viveiros (Kuter et al., 1988).

A disposição final de resíduos urbano-industriais na agricultura é fundamental para a sustentabilidade, pois se estes apresentarem características adequadas, colaboram com a ciclagem de nutrientes e o fornecimento de matéria orgânica. Dentre as fontes disponíveis de matéria orgânica, o lodo de esgoto constitui uma fonte de nutrientes com potencial para aumentar a produtividade de diversos solos agrícolas (Lewis et al., 1992). O crescente volume de lodo de esgoto disponível nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) torna necessária a busca de uma utilização viável para esse material. Para uso na agricultura, são necessários testes para se determinar seus efeitos no agroecossistema, especialmente quanto às características físico-químicas e biológicas do solo, e dentre elas, o controle de fitopatógenos (Bettiol & Camargo, 2000).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da solarização do solo associada à incorporação de lodo de esgoto e outras fontes de matéria orgânica no controle de *Pythium* spp. e em algumas características físicas, químicas e microbiológicas de solo, cultivado com crisântemo e pepino.

Material e Métodos

Crescimento micelial de *Pythium* sp. e emergência de pepino

Inicialmente, foi realizado um ensaio em casa de vegetação para verificar a supressividade resultante da produção de metabólitos voláteis por diferentes fontes de matéria orgânica. A avaliação foi feita por meio da inibição no crescimento micelial de *Pythium* sp., isolado de crisântemo. Foram utilizados os seguintes materiais: lodo de esgoto originário da Estação de Tratamento de Esgoto de Franca, SP (ETE-Franca); cama-de-frango; casca de *Pinus*; composto produzido com resíduos de flores com três semanas, três meses e seis meses de decomposição em leiras, obtidos em cultivo comercial de plantas ornamentais; folhas de repolho e de couve-flor. Os materiais foram desidratados em estufa a 55°C por um período de 96 h. Posteriormente, foi feita uma moagem antes da incorporação ao solo.

Discos de meio de cultura (0,6 mm de diâmetro), contendo micélio de *Pythium* sp., foram transferidos para placas (9 cm de diâmetro) com meio de cultura de BDA. Após a repicagem do patógeno, as tampas das placas foram substituídas por uma tela de náilon, que permite trocas gasosas. Em seguida, as placas foram enterradas, na posição vertical, em vasos (capacidade de 5 L) contendo solo (obtido em barranco, com umidade de 6,37 %) misturado com os diferentes resíduos nas concentrações de 10 e 20% (v/v). Foi colocada uma placa por vaso, em cinco repetições. A mistura foi umedecida com 300 mL de água por vaso. Os vasos foram envoltos individualmente por sacos plásticos negros, fechados e mantidos em sala com temperatura de $25 \pm 2^\circ\text{C}$, por 48 h. As testemunhas foram constituídas por placas colocadas em vasos com e sem solo de barranco. A supressividade foi avaliada pelo crescimento micelial do patógeno, por meio da medição de dois diâmetros perpendiculares. O experimento foi repetido três vezes.

Após terem sido realizadas as avaliações do crescimento micelial do patógeno, os vasos foram transferidos para casa de vegetação, onde foram adicionados 5 g de aveia na superfície do solo contido em cada vaso, com a finalidade de estimular a comunidade nativa de *Pythium* spp., e

semeadas cinco sementes de pepino do híbrido Safira. Após 6 dias, foi feita a avaliação da emergência de plântulas de pepino.

Tombamento de pepino, causado por *Pythium* spp., com a utilização de diferentes fontes de matéria orgânica

Para avaliar o efeito dos resíduos na ocorrência de tombamento de plântulas de pepino, causado por *Pythium* spp., foi utilizado o método descrito por Lourd et al. (1986). Os resíduos testados foram: lodo de esgoto da ETE-Franca, cama-de-frango, casca de *Pinus*, composto produzido com resíduos de flores com três semanas, três meses e seis meses de decomposição em leiras, folhas de repolho e de couve-flor. Os materiais foram desidratados em estufa a 55°C por um período de 144 h. Foi realizada uma moagem antes da incorporação ao solo naturalmente infestado com *Pythium* spp., obtido em cultivo comercial de crisântemos.

O solo infestado foi misturado com as diferentes matérias orgânicas nas concentrações de 10 e 20% (v/v), e mantido em sacos plásticos (400 g de solo por saco), durante 20 dias, em cinco repetições para cada tratamento. Após esse período, foram adicionados 35 g de farelo de aveia por litro de cada mistura e, após 48 h, a mistura foi colocada no colo de plântulas de pepino.

As plântulas de pepino do híbrido Safira foram obtidas em solo autoclavado por 1 h, 1 atm, 120°C, em dois dias consecutivos, contido em vasos. Cada vaso com capacidade de 600 mL, continha 10 plântulas de pepino, com cinco dias de idade.

A avaliação foi realizada pela contagem de plântulas de pepino tombadas, após 72 h da colocação dos solos tratados no colo das plântulas. Isolamentos do patógeno foram feitos para confirmar a presença de *Pythium* e a identificação de pelo menos um isolado por tratamento foi realizada no Instituto de Botânica de São Paulo.

Ensaio de campo

Dois experimentos foram conduzidos com a associação de solarização e fontes de matéria orgânica, o primeiro numa área comercialmente

Lodo de Esgoto Associado à Solarização do Solo para o Controle de *Pythium* spp.

cultivada com crisântemos de corte, localizada no município de Santo Antônio de Posse, SP (latitude 22° 37' sul, longitude 46° W. Gr.) e, o segundo, em área experimental da Embrapa Meio Ambiente, Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental (Jaguariúna, SP, latitude 22° 41' sul, longitude 47° W. Gr.). No primeiro experimento foi observada a ocorrência de *Pythium ultimum* Trow var. *ultimum* Plaats-Niterink e *Pythium aphanidermatum* (Edson) Fitzp. No segundo experimento, foram obtidos isolados de *P. aphanidermatum* e *Pythium graminicola* Subramaniam.

Os tratamentos se constituíram da combinação de dois fatores: solarização (solarizado ou não) e fontes de matéria orgânica (lodo de esgoto da ETE-Franca, cama-de-frango, casca de *Pinus* e sem matéria orgânica). As três fontes de matéria orgânica foram escolhidas devido às diferenças quanto à relação C/N, além da disponibilidade na região (Tabela 1).

Tabela 1. Atributos das fontes de matéria orgânica avaliadas para o controle de *Pythium* spp. em pepino e crisântemo.

| Atributo | Cama-de-frango | Casca de <i>Pinus</i> | Lodo de esgoto |
|---|----------------|-----------------------|----------------|
| N (%) | 3,15 | 1,07 | 5,00 |
| P ₂ O ₅ (g kg ⁻¹) | 28,5 | 1,8 | 30,5 |
| K ₂ O (g kg ⁻¹) | 19,40 | 1,10 | 0,76 |
| Ca (g kg ⁻¹) | 14,8 | 0,5 | 12,5 |
| Mg (g kg ⁻¹) | 5,00 | 0,66 | 2,30 |
| S (g kg ⁻¹) | 10,0 | 3,6 | 32,0 |
| Fe (mg kg ⁻¹) | 1100 | 975 | 38500 |
| Mn (mg kg ⁻¹) | 470 | 160 | 295 |
| Cu (mg kg ⁻¹) | 99 | 38 | 245 |
| Zn (mg kg ⁻¹) | 405 | 45 | 1000 |
| B (mg kg ⁻¹) | 110 | 550 | 310 |
| Na (g kg ⁻¹) | 2,80 | 0,34 | 0,44 |
| Matéria orgânica (%) | 83,45 | 93,00 | 64,60 |
| Cinzas (%) | 16,55 | 7,00 | 35,40 |
| Umidade (%) | 23,65 | 61,12 | 81,45 |
| pH (água) | 6,5 | 5,4 | 6,1 |
| Relação C/N | 15 | 50 | 7 |

No primeiro experimento, realizado em área comercialmente cultivada com crisântemo, as fontes de matéria orgânica foram incorporadas ao solo, com enxada, até aproximadamente a profundidade de 20 cm, na quantidade de 1 kg matéria seca m⁻², juntamente com a solarização, que

consistiu na cobertura do solo úmido com um filme plástico de polietileno transparente com 100 mm de espessura. O período de solarização foi de 11 de fevereiro a 17 de março de 1999. Esse período, segundo Ghini et al. (1994), é adequado para a solarização nessa região. Durante a solarização, a temperatura dos solos foi registrada em intervalos de 1 h, na profundidade de 10 cm, em uma repetição por tratamento. Após os tratamentos, foi feito o cultivo de crisântemo, segundo o método convencional da região, porém sem aplicação de fungicidas via solo.

As parcelas foram constituídas por dois canteiros, cada um com 1,2 m de largura e 6 m de comprimento, espaçados por 40 cm. Filmes plásticos com 4 m de largura e 6,4 m de comprimento foram colocados sobre a parcela e, para fixação, as bordas foram enterradas em sulcos no solo. O delineamento experimental adotado foi o casualizado em blocos, com três repetições.

As amostras de solo foram coletadas até a profundidade de 20 cm, com auxílio de um trado com dois cm de diâmetro, sendo obtidas 15 sub amostras em cada canteiro de cada parcela, totalizando duas amostras compostas por parcela. As coletas foram realizadas antes da solarização e da incorporação das diferentes fontes de matéria orgânica, e aos 15, 35, 91 e 138 dias após incorporação de matéria orgânica. A coleta aos 15 dias foi feita durante a solarização, com a retirada e imediata colocação do plástico. A coleta aos 35 dias foi feita após o término da solarização. O plantio do crisântemo, variedade Polaris, foi realizado 50 dias após a incorporação das matérias orgânicas.

Os solos amostrados foram analisados quanto ao teor de umidade, pH, condutividade elétrica (Embrapa, 1997) e atividade microbiana (hidrólise de diacetato de fluoresceína e desprendimento de CO₂). Também foram feitas avaliações quanto a incidência de *Pythium* spp. no solo e ocorrência de plantas invasoras, resistência do solo à penetração, altura de plantas e peso da matéria seca do sistema radicular de crisântemo.

Além da avaliação da ocorrência de plantas de crisântemo com sintomas de murcha e podridão radicular, seguida de isolamentos em laboratório, a comunidade de *Pythium* spp. no solo também foi avaliada pelo método descrito

Lodo de Esgoto Associado à Solarização do Solo para o Controle de *Pythium* spp.

por Lourd et al. (1986), o qual consiste na colocação da mistura do solo, a ser avaliado, acrescido de farelo de aveia ao nível do colo de plântulas de pepino em estágio de cotilédones abertos, cultivadas em solo esterilizado. Foram utilizados dois vasos de 600 mL para cada amostra composta de solo. Os vasos com plântulas de pepino foram mantidos em casa de vegetação e a avaliação foi realizada pela contagem de plântulas tombadas e isolamento do patógeno.

A atividade microbiana do solo foi avaliada por meio dos métodos de hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA), descrito por Boehm & Hoitink (1992) e Ghini et al. (1998), e do desprendimento de CO₂, descrito por Grisi (1978).

A avaliação da ocorrência de plantas invasoras foi realizada imediatamente após o término da solarização numa área de 0,75 m², em três repetições por parcela, determinando-se a massa de matéria fresca e seca. A resistência à penetração do solo foi determinada com o auxílio de penetrômetro manual.

A altura da parte aérea e a massa do sistema radicular do crisântemo foram avaliados em cinco plantas por parcela, aos 119 dias após a incorporação das fontes de matéria orgânica. Durante o período de colheita foram realizadas avaliações da qualidade e produtividade de flores nos diferentes tratamentos.

No segundo experimento, para infestação de uma área da Embrapa Meio Ambiente, anteriormente cultivada com *Bracchiaria*, 15 kg de solo infestado com *Pythium* spp., obtido em cultivo comercial de crisântemo, adicionados a 400 g de farelo de aveia por m² (Lourd et al., 1986) foram incorporados ao solo. Após a infestação, foram incorporadas manualmente as diferentes fontes de matéria orgânica (Tabela 1), até a profundidade aproximada de 10 cm, na quantidade de 1 kg de matéria seca m². A solarização foi realizada com um filme plástico de polietileno transparente (50 mm de espessura), durante o período de 22 de setembro a 3 de novembro de 1999.

O delineamento experimental foi em parcelas subdivididas, casualizadas em blocos, com três repetições. Cada parcela possuía 3m² (1 x 3 m). As parcelas solarizadas foram agrupadas, sendo a colocação de plástico

numa área de 3,5 x 7 m por bloco. Esse delineamento foi escolhido, com a finalidade de eliminar o efeito de borda e garantir a homogeneidade de temperatura no centro das parcelas solarizadas (Grinstein et al., 1995).

Amostras de solo foram coletadas após o período de solarização para avaliação da atividade microbiana, conforme descrito anteriormente.

A semeadura de pepino híbrido Safira foi feita logo após a retirada do plástico, em quatro linhas por parcela, com espaçamento de 15 cm entre linhas e 8 cm entre plantas, totalizando 35 sementes por linha. Apesar do uso de lodo de esgoto ser proibido em hortaliças pela norma P4230 da CETESB (CETESB, 1999), o pepino foi utilizado nesse estudo como indicador para o controle de *Pythium*.

O controle do patógeno foi determinado avaliando-se o número de plantas sadias por parcela, 15 dias após a semeadura. Além disso, foram feitos isolamentos de *Pythium* spp. dos solos das parcelas, através da técnica descrita por Hine & Luna (1963) modificada. Para tanto, cubos de batata (3 mm) foram mergulhados em suspensão contendo sulfato de estreptomicina (100 mg mL⁻¹) e benomyl (20 mg mL⁻¹), durante 1 h, colocados nos solos dos diferentes tratamentos, contidos em placas de Petri e incubados a 31 °C por 12 a 15 h. Em seguida, os cubos foram removidos, lavados em água de torneira e plaqueados em ágar-água suplementado com estreptomicina (100 mg mL⁻¹) e benomyl (20 mg mL⁻¹). A avaliação foi realizada pela determinação da porcentagem de recuperação do patógeno nos cubos. Foram colocados 10 cubos de batata por placa, em três repetições.

Resultados

Crescimento micelial de *Pythium* sp. e emergência de pepino.

Dos resíduos incorporados ao solo e testados quanto à inibição do crescimento micelial de *Pythium* spp. pela produção de metabólitos voláteis, somente as folhas de couve-flor na concentração de 20% promoveram uma

Lodo de Esgoto Associado à Solarização do Solo para o Controle de *Pythium* spp.

redução no crescimento. Os demais resíduos não diferiram estatisticamente entre si (Tabela 2).

Apesar de ter sido feita uma desidratação dos materiais, previamente à incorporação ao solo, as folhas de couve-flor apresentaram um alto teor de umidade (61,74%). Entretanto, mesmo com um teor de umidade maior do que os demais, os resultados obtidos com as folhas de couve-flor foram superiores aos outros tratamentos, provavelmente, pela produção de compostos voláteis (Tabela 2).

A presença de metabólitos voláteis, tóxicos a fitopatógenos, em espécies de *Brassica*, é conhecida há anos, quando Walker et al. (1937) observaram seus efeitos em diversos fungos, em testes cuja finalidade era demonstrar os mecanismos de resistência dessas plantas aos fitopatógenos. Entretanto, a produção de glucosinolatos depende, segundo Kirkegaard et al. (1998), de diversos fatores como: espécie da planta, idade, condições de cultivo e tipo de tecido vegetal, sendo que tais fatores devem ser considerados na utilização prática do material.

Tabela 2. Efeito de fontes e concentrações de matéria orgânica no crescimento micelial de *Pythium* sp. em placas enterradas em solo contido em vasos.

| Tratamento | Diâmetro da colônia (cm) nas concentrações de: | |
|------------------------|--|---------|
| | 10 % | 20 % |
| Lodo de esgoto | 7,90 aA | 6,74 aA |
| Cama-de-frango | 7,72 aA | 6,40 aA |
| Casca de <i>Pinus</i> | 7,16 aA | 7,26 aA |
| Folhas de couve-flor | 6,62 aA | 3,15 bB |
| Folhas de repolho | 7,90 aA | 6,59 aA |
| Composto com 3 semanas | 7,58 aA | 7,07 aA |
| Composto com 3 meses | 7,42 aA | 7,80 aA |
| Composto com 6 meses | 7,46 aA | 7,90 aA |
| Médias | 7,46 A | 6,53 B |

Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna e letra maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste Duncan ao nível de 0,05 de probabilidade. Para a análise estatística, os dados foram transformados em $(x + 1)^2$.

Quando as misturas de solo e as fontes de matéria orgânica receberam aveia para estimular a comunidade nativa de *Pythium* spp. do solo, verificou-se que a cama-de-frango e o lodo de esgoto incorporados na

concentração de 20% também promoveram alta porcentagem de emergência de plântulas de pepino (Tabela 3), assim como as folhas de couve-flor. Desse modo, outros mecanismos diferentes da produção de metabólitos voláteis podem estar atuando após a incorporação de cama-de-frango e lodo de esgoto.

Tabela 3. Efeito de fontes e concentrações de matéria orgânica na emergência e tombamento de plântulas de pepino em solos onde a comunidade nativa de *Pythium* spp. foi estimulada pela adição de aveia, em condições de cultivo protegido.

| Tratamento | Concentração (%) | Emergência de plântulas ⁽¹⁾ (%) | Tombamento de plântulas ⁽²⁾ (%) |
|------------------------|------------------|--|--|
| Lodo de esgoto | 10 | 24,0 c ⁽³⁾ | 0 |
| | 20 | 56,0 b | 0 |
| Cama-de-frango | 10 | 28,0 c | 0 |
| | 20 | 84,0 a | 0 |
| Casca de <i>Pinus</i> | 10 | 0,0 | 75,62 ab |
| | 20 | 0,0 | 76,34 ab |
| Folhas de couve-flor | 10 | 48,0 b | 0 |
| | 20 | 80,0 a | 0 |
| Folhas de repolho | 10 | 8,0 d | 67,18 bc |
| | 20 | 4,0 d | 18,10 e |
| Composto com 3 semanas | 10 | 0,0 | 26,94 de |
| | 20 | 4,0 d | 75,38 ab |
| Composto com 3 meses | 10 | 4,0 d | 64,46 bc |
| | 20 | 0,0 | 95,56 a |
| Composto com 6 meses | 10 | 0,0 | 67,80 bc |
| | 20 | 0,0 | 73,28 ab |
| Testemunha com solo | - | 0,0 | 44,90 cd |

⁽¹⁾ Sementes de pepino semeadas em vasos contendo os solos tratados.

⁽²⁾ Solos tratados colocados no colo de plântulas de pepino.

⁽³⁾ Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste Duncan ao nível de 0,05 de probabilidade. Os tratamentos que não apresentaram tombamento de plântulas de pepino não foram incluídos na análise estatística.

Tombamento de pepino, causado por *Pythium* spp., com a utilização de diferentes fontes de matéria orgânica

Folhas de couve-flor, lodo de esgoto e cama-de-frango também apresentaram controle total do patógeno nas concentrações de 10 e 20%, quando foi realizada a avaliação pelo método descrito por Lourd et al. (1986). A casca de *Pinus* e os compostos produzidos com resíduos de flores não tiveram

Lodo de Esgoto Associado à Solarização do Solo para o Controle de *Pythium* spp.

efeito sobre o patógeno, apresentando inclusive algum estímulo ao tombamento de plântulas em relação à testemunha (Tabela 3).

Os resultados obtidos no teste de tombamento de plântulas de pepino estão de acordo com os obtidos no teste de emergência em solos tratados com resíduos, onde as folhas de couve-flor, a cama-de-frango e o lodo de esgoto apresentaram controle do patógeno (Tabela 3). A supressividade de solos a fitopatógenos conferida por fontes de matéria orgânica pode ser resultante tanto de alterações na composição e atividade da microbiota, quanto das características físicas e químicas dos solos (Rodríguez-Kábana & Calvet, 1994). A redução da incidência da doença pode ainda ser atribuída ao aumento das defesas da planta hospedeira, ou devida à inibição direta da atividade ou crescimento do patógeno.

A eficácia dos materiais orgânicos incorporados depende da relação C:N, do tipo de material usado, do tempo decorrido da incorporação e do patógeno em questão (Grünwald & van Bruggen, 2000). Alguns resíduos promovem o aumento da incidência de doenças, por prover uma base alimentar, aumentando a sobrevivência do patógeno. Esse fato pode ter ocorrido com a incorporação de compostos de resíduos de flores e casca de *Pinus* (Tabela 3). O estágio de decomposição do material orgânico também é importante, particularmente com patógenos que são fracos competidores por nutrientes, como *Pythium* spp. Materiais não decompostos podem causar problemas com esses patógenos, enquanto que materiais mais decompostos apresentam-se supressivos (Grünwald & van Bruggen, 2000). Por esse motivo, Boehm & Hoitink (1992) obtiveram um substrato supressivo a *Pythium* a partir de composto de casca de *Pinus*, enquanto que no presente trabalho, houve aumento da doença com a incorporação desse material não compostado. Entretanto, é necessário que o material forneça uma base alimentar suficiente para sustentar o desenvolvimento de antagonistas, já que compostos totalmente estabilizados perdem a capacidade de controlar *Pythium* (Boehm & Hoitink, 1992).

O controle da doença com a incorporação de lodo de esgoto também foi obtido por Bettiol & Krügner (1984), que observaram que a incorporação desse material resultou na redução da podridão de raiz do sorgo causada por *Pythium arrhenomanes*. Para Millner et al. (1982), o efeito de

lodo de esgoto para algumas doenças é evidente no primeiro ciclo de cultivo e mantido constante nos cultivos subsequentes; para outras doenças, o efeito não é imediato, mas a longo prazo.

No ensaio conduzido para avaliar o efeito das fontes de matéria orgânica no tombamento de plântulas de pepino, foram obtidos isolados de *Pythium ultimum* Trow var. *ultimum* Plaats-Niterink e *Pythium aphanidermatum* (Edson) Fitzp. A variabilidade observada pode ser devida ao fato de tratar-se de solo naturalmente infestado e proveniente de área de cultivo intensivo.

Ensaio em campo

A solarização promoveu um significativo aumento na temperatura do solo a 10 cm de profundidade, especialmente durante a segunda quinzena de solarização (Tabela 4). O aumento de temperatura foi de pelo menos 10°C, em relação aos tratamentos não solarizados. Com relação ao efeito das fontes de matéria orgânica no aquecimento do solo, foi observado que as maiores temperaturas máximas ocorreram no solo solarizado com adição de cama-de-frango (Tabela 4). A adição de matéria orgânica também propiciou o aumento da temperatura máxima média dos solos não solarizados.

No ensaio com crisântemo, a umidade inicial do solo, antes dos tratamentos foi de 17,55 %. Na avaliação realizada durante a solarização (15 dias), não haviam diferenças entre os tratamentos. Entretanto, ao final da solarização (35 dias), os tratamentos solarizados apresentaram maiores teores de umidade (19,60 %) do que os não solarizados (16,39 %). Com o decorrer do ciclo da cultura, devido à realização de irrigações, os tratamentos não diferiram entre si. Da mesma forma, no ensaio com pepino, ao final da solarização, os teores de umidade dos solos dos tratamentos solarizados e não solarizados foram 12,31 % e 5,94 %, respectivamente. Os maiores teores de umidade do solo solarizado permitem a germinação de propágulos de resistência dos patógenos, tornando-os mais sensíveis à ação de temperatura, além de garantir as condições necessárias para as alterações microbianas ocorridas durante o tratamento (Katan & DeVay, 1991). As fontes de matéria orgânica não apresentaram efeito no teor de umidade dos solos.

Lodo de Esgoto Associado à Solarização do Solo para o Controle de *Pythium* spp.

Tabela 4. Número de horas em que as temperaturas do solo superaram 36, 38 e 40°C, durante a primeira quinzena de solarização (de 12 a 24 fevereiro) e a segunda quinzena (3 a 17 de março de 1999) de solarização, na profundidade de 10 cm.

| Tratamento | > 36°C | | > 38°C | | > 40°C | | Temperatura máxima (°C) | |
|---------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------------------------|-------|
| | 1quinz | 2quinz | 1quinz | 2quinz | 1quinz | 2quinz | Absoluta | Média |
| Test. não solar. ⁽¹⁾ | 7 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 38,2 | 31,9 |
| Test. solar. | 131 | 156 | 92 | 116 | 58 | 88 | 48,3 | 43,1 |
| Lodo não solar. | 8 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 37,6 | 33,2 |
| Lodo solar. | 142 | 180 | 107 | 132 | 80 | 104 | 49,5 | 44,3 |
| C.F. não solar. | 11 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 38,2 | 32,7 |
| C.F. solar. | 134 | 193 | 99 | 148 | 66 | 120 | 51,4 | 46,2 |
| C.P. não solar. | 11 | 10 | 1 | 0 | 0 | 0 | 38,2 | 33,4 |
| C.P. solar. | 146 | 180 | 99 | 129 | 69 | 106 | 48,3 | 44,2 |

⁽¹⁾ Test. = testemunha; solar. = solarizada; lodo = lodo de esgoto; C. F. = cama -de-frango; C. P. = casca de *Pinus*.

Antes do início do primeiro ensaio, bem como no seu final, os tratamentos não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, quanto ao pH e a condutividade elétrica (Fig. 1). Aos 15 dias, a avaliação de pH resultou numa interação significativa entre os fatores solarização e matéria orgânica, sendo que os tratamentos com lodo de esgoto e cama-de-frango nos solos não solarizados apresentaram uma redução de pH que diferiu significativamente dos tratamentos com casca de *Pinus* e testemunha (Fig. 1). Nessa mesma data, nos solos que receberam cama-de-frango, houve uma maior redução de pH no tratamento não solarizado do que no solarizado. Em todas as avaliações realizadas quanto à condutividade elétrica, os solos que receberam a incorporação de casca de *Pinus* não diferiram do controle e os solos solarizados e com incorporação de cama-de-frango e lodo de esgoto, aos 15 e 35 dias, apresentaram maior condutividade do que os não solarizados (Fig. 1).

A condutividade elétrica pode ter efeito significativo no controle de *Pythium* spp. Martin & Hancock (1986) concluíram que a supressividade de solos a *P. ultimum* ocorre devido ao aumento na salinidade quando concentrações de Cl chegam a níveis que inibem suas atividades saprofitas, favorecendo a habilidade competitiva saprofítica de *P. oligandrum*

(antagonista de *P. ultimum*) e aumentando, então, sua população. A ocorrência da supressividade a *P. ultimum* depende da densidade do inóculo e da textura do solo, o que está relacionado à predisposição do tipo de solo a problemas de salinidade.

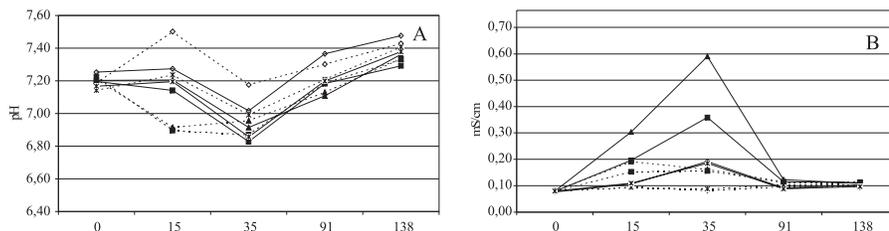


Fig. 1. Efeito de fontes de matéria orgânica (◇ = testemunha, ■ = lodo de esgoto, Δ = cama-de-frango, * = casca de *Pinus*) e da solarização (---- = não solarizado, — = solarizado) no pH (A) e na condutividade elétrica (B) do solo no primeiro ensaio, realizado numa área cultivada comercialmente com crisântemo.

A atividade microbiana do solo, avaliada por meio da hidrólise de diacetato de fluoresceína e desprendimento de CO_2 , nos dois ensaios, foi maior com a incorporação de cama-de-frango, do que com as demais fontes de matéria orgânica (Tabela 5 e Fig. 2). Isso foi motivado pela relação C/N associada ao alto teor de matéria orgânica da cama-de-frango (Tabela 1), havendo matéria orgânica decomponível e N suficiente para a sua decomposição. Esse fato demonstra a fácil degradabilidade da matéria orgânica da cama-de-frango, em relação aos demais materiais. O lodo teve desprendimento de CO_2 semelhante do controle porque, dentre os materiais estudados, foi o que apresentou menor teor de matéria orgânica e maior teor de cinzas (Tabela 1). A casca de *Pinus* reduziu a atividade microbiana do solo, avaliada pela hidrólise de FDA, dos 15 aos 91 dias, voltando a aumentar depois desse período, devido a uma provável redução na relação C/N, haja vista que a sua matéria orgânica é de lenta decomposição.

Lodo de Esgoto Associado à Solarização do Solo para o Controle de *Pythium* spp.

Tabela 5. Efeito da solarização e de fontes de matéria orgânica na atividade microbiana do solo, avaliada pela hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) e desprendimento de CO₂, na porcentagem de plantas sadias de pepino e na porcentagem de recuperação de *Pythium* spp. no solo, no segundo ensaio, realizado na área artificialmente infestada, com cultura de pepino ⁽¹⁾.

| Tratamentos | Matérias orgânicas | | | | Médias |
|----------------|-------------------------|---|-----------------------|------------|---------|
| | Lodo de esgoto | Cama-de-frango | Casca de <i>Pinus</i> | Testemunha | |
| | | μg FDA hidrolisado g solo seco ⁻¹ | | | |
| Não solarizado | 25,20 | 39,12 | 25,46 | 22,51 | 28,07 a |
| Solarizado | 16,64 | 28,62 | 22,27 | 18,34 | 21,47 b |
| Médias | 20,92 B | 33,87 A | 23,86 B | 20,43 B | |
| | | mg CO ₂ g ⁻¹ solo seco ⁽²⁾ | | | |
| Não solarizado | 0,23 | 0,38 | 0,21 | 0,18 | 0,25 b |
| Solarizado | 0,38 | 1,05 | 0,39 | 0,38 | 0,55 a |
| Médias | 0,30 B | 0,71 A | 0,30 B | 0,28 B | |
| | | Plantas sadias de pepino (%) ⁽³⁾ | | | |
| Não solarizado | 14,1 ¹ bB | 25,0 bA | 8,6 bB | 28,8 bA | 19,1 |
| Solarizado | 84,5 aAB | 91,2 aA | 82,6 aAB | 77,9 aB | 84,0 |
| Médias | 49,3 | 58,1 | 45,6 | 53,3 | |
| | | Recuperação de <i>Pythium</i> spp. (%) ⁽⁴⁾ | | | |
| Não solarizado | 90,0 aAB ⁽¹⁾ | 76,6 aC | 92,2 aA | 90,0 aAB | 87,2 |
| Solarizado | 3,3 bA | 13,3 bA | 13,3 bA | 8,8 bA | 9,7 |
| Médias | 46,6 | 45,0 | 52,7 | 49,4 | |

⁽¹⁾ Para cada variável avaliada, médias de solarização seguidas pela mesma letra minúscula (coluna) e médias de matéria orgânica seguidas pela mesma letra maiúscula (linha) não diferem entre si pelo teste Tukey ao nível de 0,05 de probabilidade.

⁽²⁾ Para análise estatística os dados foram transformados em: log x.

⁽³⁾ Para análise estatística, os dados originais (número médio de plantas sadias de pepino em quatro linhas de plantio/parcela) foram transformados em: x + 1.

⁽⁴⁾ Recuperação pelo método de iscas de cubos de batata. Para a análise estatística, os dados originais (número de cubos de batata com *Pythium* spp.) foram transformados em x + 1.

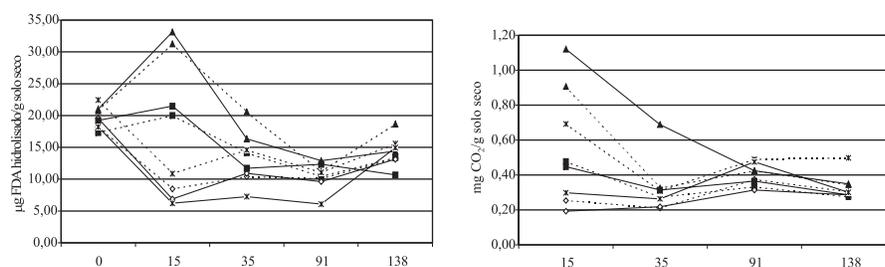


Fig. 2. Efeito de fontes de matéria orgânica (◊ = testemunha, % = lodo de esgoto, Δ = cama-de-frango, * = casca de *Pinus*) e da solarização (--- = não solarizado, — = solarizado) na atividade microbiana do solo, avaliada pela hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) (A) e no desprendimento de CO₂ (B) no primeiro ensaio, realizado numa área comercialmente cultivada com crisântemo.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

Logo após a retirada do plástico, as parcelas solarizadas do experimento realizado em área comercialmente cultivada com crisântemo não apresentaram plantas invasoras, ao passo que as parcelas não solarizadas apresentaram, em média, matéria fresca e seca de 155,02 e 40,89 g m⁻², respectivamente. Esses dados estão de acordo com os de Bettiol et al. (1994), em trabalho realizado com solarização para controle de *Pythium* e plantas invasoras, em cultivo de crisântemo, no Município de Holambra, SP. As fontes de matéria orgânica não diferiram quanto a essa variável.

Os solos solarizados não diferiram dos não solarizados quanto à resistência à penetração (Tabela 6), porém, o lodo de esgoto e a casca de *Pinus* aumentaram a resistência à penetração dos solos, em relação aos demais tratamentos.

Tabela 6. Efeito de fontes de matéria orgânica e da solarização na resistência à penetração do solo, altura de plantas e produção de matéria fresca de raízes de crisântemo, no primeiro ensaio, realizado numa área cultivada comercialmente com crisântemo ⁽¹⁾.

| Tratamentos | Matéria orgânica | | | | Médias |
|--|------------------|----------------|-----------------------|------------|----------|
| | Lodo de esgoto | Cama-de-frango | Casca de <i>Pinus</i> | Testemunha | |
| Resistência à penetração do solo (kgf cm ⁻²) | | | | | |
| Não solarizado | 0,86 | 0,48 | 1,04 | 0,45 | 0,71 a |
| Solarizado | 1,52 | 0,28 | 0,98 | 0,35 | 0,78 a |
| Médias | 1,19 A | 0,38 B | 1,01 A | 0,40 B | |
| Altura de plantas de crisântemo (cm) | | | | | |
| Não solarizado | 110,00 | 114,63 | 112,53 | 108,53 | 111,33 a |
| Solarizado | 113,66 | 116,53 | 110,63 | 113,60 | 113,60 a |
| Médias | 111,83 A | 115,58 A | 111,40 A | 111,06 A | |
| Massa de raízes de crisântemo (g planta ⁻¹) | | | | | |
| Não solarizado | 4,32 | 5,26 | 4,72 | 5,23 | 4,88 a |
| Solarizado | 5,03 | 5,39 | 4,55 | 5,47 | 5,11 a |
| Médias | 4,67 A | 5,33 A | 4,63 A | 5,35 A | |

⁽¹⁾ Para cada variável avaliada, médias de solarização seguidas pela mesma letra minúscula (coluna) e médias de matéria orgânica seguidas pela mesma letra maiúscula (linha) não diferem entre si pelo teste Tukey ao nível de 0,05 de probabilidade.

Lodo de Esgoto Associado à Solarização do Solo para o Controle de *Pythium* spp.

Não houve a ocorrência de *Pythium* na cultura de crisântemo, possivelmente devido às condições climáticas, assim foi utilizado o método de Lourd et al. (1986), onde plântulas de pepino atuam como indicadoras da presença do patógeno nos solos. A incorporação de cama-de-frango controlou significativamente o tombamento em todos os períodos avaliados (Tabela 7), exceto aos 91 dias após a incorporação de matéria orgânica. A baixa porcentagem de tombamento de plântulas aos 91 dias foi devida às condições climáticas desfavoráveis ao patógeno, que resultou na ausência de diferenças significativas entre os tratamentos.

Tabela 7. Efeito de fontes de matéria orgânica e da solarização na sobrevivência de *Pythium* spp., avaliada pela porcentagem de tombamento de mudas de pepino, após diferentes períodos de incorporação de matéria orgânica, em solo do primeiro ensaio, realizado em área cultivada comercialmente com crisântemo.

| Período | Tratamentos | Matérias orgânicas | | | Testemunha | Médias |
|------------------------|----------------|--------------------|----------------|----------------|------------|---------|
| | | Lodo de esgoto | Cama-de-frango | Casca de Pinus | | |
| 15 dias | Não solarizado | 100,00 | 73,16 | 96,16 | 99,16 | 92,12 a |
| | Solarizado | 93,36 | 29,16 | 98,96 | 98,23 | 79,93 a |
| | Médias | 96,68 A | 51,16 B | 97,56 A | 98,70 A | |
| 35 dias ⁽¹⁾ | Não solarizado | 100,00 | 58,40 | 98,96 | 100,00 | 89,34 a |
| | Solarizado | 100,00 | 71,50 | 100,00 | 98,20 | 92,42 a |
| | Médias | 100,00 A | 64,95 B | 99,48 A | 99,10 A | |
| 91 dias ⁽²⁾ | Não solarizado | 45,43 | 27,96 | 16,66 | 37,03 | 31,77 a |
| | Solarizado | 34,23 | 29,16 | 33,33 | 20,00 | 29,18 a |
| | Médias | 39,83 A | 28,56 A | 25,00 A | 28,51 A | |
| 138 dias | Não solarizado | 73,86 | 41,90 | 58,23 | 81,50 | 63,87 a |
| | Solarizado | 45,63 | 36,56 | 50,06 | 77,00 | 52,31 a |
| | Médias | 59,75 AB | 39,23 C | 54,15 BC | 79,25 A | |

Dentro de cada período de avaliação, médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 0,05 de probabilidade.

⁽¹⁾ Para análise estatística os dados foram transformados em: $x^{7,2}$.

⁽²⁾ Para análise estatística os dados foram transformados em: $(x + 1)^{-0,1}$.

A solarização controlou significativamente a doença, no ensaio com a infestação do solo, quando foram avaliadas as porcentagens de plantas saudas de pepino e de recuperação de *Pythium* spp. (Tabela 5). Esses resultados estão de acordo com os de Bettiol et al. (1994), onde a solarização foi um eficiente método de controle do patógeno. Por outro lado, Patricio (2000) verificou que *Pythium aphanidermatum* não foi consistentemente controlado

pela solarização, sendo que em alguns experimentos ocorreu redução na viabilidade do patógeno nas camadas mais superficiais do solo e favorecimento na profundidade de 20 cm.

A condutividade elétrica apresentou correlação positiva com a hidrólise de FDA e desprendimento de CO₂, e negativa com o tombamento de plântulas de pepino. O desprendimento de CO₂ e a hidrólise de FDA também foram negativamente correlacionados com o tombamento de plântulas, nas avaliações realizadas 15 dias após a incorporação da matéria orgânica, no ensaio instalado em área comercial de crisântemo (Tabela 8). O pH não apresentou correlação com as demais variáveis. Ghini et al. (1998) também verificaram que o crescimento micelial de *R. solani* foi negativamente correlacionado com a atividade microbiana e com o teor de matéria orgânica dos solos.

Tabela 8. Correlação linear simples entre as variáveis avaliadas no primeiro ensaio de solarização do solo associada a fontes de matéria orgânica, realizado numa área comercialmente cultivada com crisântemo ⁽¹⁾.

| | pH | Condutividade elétrica | Hidrólise de FDA | Desprendimento de CO ₂ | Tombamento de plântulas de pepino causado por <i>Pythium</i> |
|--|----|------------------------|------------------|-----------------------------------|--|
| pH | - | -0,2391 ns | -0,3678 ns | -0,2601 ns | 0,1612 ns |
| Condutividade elétrica | | - | 0,8591** | 0,7495** | -0,8063** |
| Hidrólise de FDA | | | - | 0,7924** | -0,7314** |
| Desprendimento de CO ₂ | | | | - | -0,7443** |
| Tombamento de plântulas de pepino causado por <i>Pythium</i> | | | | | - |

⁽¹⁾ Avaliação realizada 15 dias após a incorporação das fontes de matéria orgânica ao solo.

** Significativo a 1% de probabilidade pelo teste t; ns = não significativo.

De modo geral, em solos solarizados houve um maior desenvolvimento de plantas (Katan & DeVay, 1991). Porém, nesse estudo não houve diferença quanto a altura de plantas e produção de matéria fresca do

Lodo de Esgoto Associado à Solarização do Solo para o Controle de *Pythium* spp.

sistema radicular (Tabela 6), nem nas avaliações quanto à qualidade de flores e produtividade de crisântemo entre os diferentes tratamentos. Provavelmente, esse fato se deve à não ocorrência da doença e à intensa fertilização que a cultura recebe durante o ciclo, eliminando as possíveis diferenças entre os tratamentos.

A incorporação de cama-de-frango resultou em maiores temperaturas no solo solarizado (Tabela 2), redução do pH e aumento na condutividade elétrica (Fig. 1), maior atividade microbiana do solo (Fig. 2 e Tabela 5), além de controle do patógeno (Tabelas 3, 5 e 7). As alterações observadas no solo, após o tratamento com cama-de-frango, podem ter sido as responsáveis pela indução de supressividade, que resulta na prevenção do estabelecimento do patógeno ou na inibição de suas atividades. O lodo de esgoto, apesar de ter causado redução do pH e aumento da condutividade elétrica (Fig. 1), resultou em menores alterações na atividade microbiana do solo (Fig. 2 e Tabela 5) e no controle do patógeno. Entretanto, nos ensaios anteriores, o lodo de esgoto apresentou resultados promissores na indução de supressividade de solo ao patógeno. Tais diferenças, provavelmente, se devem à menor dose de lodo de esgoto utilizada nos ensaios de campo. Os resultados evidenciam o potencial de uso do lodo de esgoto no controle de *Pythium* spp., especialmente em programas de manejo integrado, associado a outras técnicas, como a solarização.

Referências

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

BETTIOL, W.; KRÜGNER, T.L. Influência do lodo de esgoto na severidade da podridão de raiz do sorgo causada por *Pythium arrhenomanes*. **Summa Phytopathologica**, v.10, p.243-251, 1984.

BETTIOL, W.; GHINI, R.; GALVÃO, J.A.H. Solarização do solo para o controle de *Pythium* e plantas daninhas em culturas de crisântemo. **Scientia Agricola**, v.51, n.3, p.459-462, 1994.

BOEHM, M.J.; HOITINK, H.A.J. Suistenance of microbial activity in potting mixes and its impact on severity of *Pythium* root rot of *Poinsettia*. **Phytopathology**, v.82, n.3, p.259-264, 1992.

CETESB. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação**: Manual Técnico, norma P 4230, agosto, 1999. São Paulo: CETESB, 1999. 32p.

DAFT, G.C.; POOLE, H.A.; HOITINK, H.A.J. Composted hardwood bark: a substitute for steam sterilization and fungicide drenches for control of poinsettia crown and root rot. **HortScience**, v.14, n.2, p.185-187, 1979.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – Embrapa. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

GAMLIEL, A.; STAPLETON, J.J. Characterization of antifungal volatile compounds evolved from solarized soil amended with cabbage residues. **Phytopathology**, v.83, n.9, p.899-905, 1993.

GHINI, R. **Desinfestação do solo com o uso de energia solar**: solarização e coletor solar. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1997. 29p. (Embrapa-CNPMA.Circular Técnica, 1).

GHINI, R.; PARAIBA, L.C.; LIMA, M. W. P. Determinação de período para solarização do solo na região de Campinas/SP. **Summa Phytopathologica**, v.20, n.2, p.131-133, 1994.

GHINI, R.; MENDES, M.D.L.; BETTIOL, W. Método de hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) como indicador de atividade microbiana no solo e supressividade a *Rhizoctonia solani*. **Summa Phytopathologica**, v.24, n.3-4, p.239-242, 1998.

GRINSTEIN, A.; KRITZMAN, G.; HETZRONI, A.; GAMLIEL, A.; MOR, M.; KATAN, J. The border effect of soil solarization. **Crop Protection**. v.14, n.4, p.315-320, 1995.

GRISI, B.M. Método químico de medição da respiração edáfica: alguns aspectos técnicos. **Ciência e Cultura**, v.30, n.1, p.82-88, 1978.

GRÜNWARD, N.J.; HU, S.; van BRUGGEN, A.H.C. Short-term cover crop decomposition in organic and conventional soils: characterization of soil C, N, microbial and plant pathogen dynamics. **European Journal of Plant Pathology**, v.106, p.37-50, 2000.

Lodo de Esgoto Associado à Solarização do Solo para o Controle de *Pythium* spp.

HINE, R.B.; LUNA, L.V. Technique for isolating *Pythium aphanidermatum* from soil. **Phytopathology**, v.53, p.727-728, 1963.

HOITINK, H.A.J.; FAHY, P.C. Basis for the control of soilborn plant pathogens with composts. **Annual Review of Phytopathology**, v.24, p.93-114, 1986.

HOITINK, H.A.J.; BOEHM, M.J. Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate-dependent phenomenon. **Annual Review of Phytopathology**, v.37, p.427-446, 1999.

JARVIS, W.R. **Managing diseases in greenhouse crops**. 2.ed. St. Paul: APS Press, 1992. 288p.

KATAN, J.; DEVAY, J.E. **Soil solarization**. Boca Raton: CRC Press, 1991. 267p.

KATAN, J.; GREENBERGER, A.; ALON, H.; GRINSTEIN, A. Solar heating by polyethylene mulching for the control of diseases caused by soil-borne pathogens. **Phytopathology**, v.66, p.683-688, 1976.

KIMATI, H.; GIMENES FERNANDES, N.; SOAVE, J.; KUROZAWA, C.; BRIGNANI NETO, F.; BETTIOL, W. **Guia de fungicidas agrícolas**. 2.ed. Jaboticabal: Grupo Paulista de Fitopatologia, 1997. 225p.

KIRKEGAARD, J.A.; SARWAR, M.; MATTHIESSEN, J.N. Assessing the biofumigation potential of crucifers. **Acta Horticulturae**, v.459, p.105-111, 1998.

KUTER, G.A.; HOITINK, H.A.J.; CHEN, W. Effects of municipal sludge compost curing time on suppression of *Pythium* and *Rhizoctonia* diseases of ornamental plants. **Plant Disease**, v.72, p.751-756, 1988.

LEWIS, J.A.; LUMSDEN, R.D.; MILLNER, P.D.; KEINATH, A.P. Supression of damping-off of peas and cotton in the field with composted sewage sludge. **Crop Protection**, v.11, n.6, p.260-266, 1992.

LOURD, M.; ALVEZ, M.L.B.; BOUHOUT, D. Análise qualitativa e quantitativa de espécies de *Pythium* patogênicas dos solos no município de Manaus. **Fitopatologia Brasileira**, v.11, p.479-485, 1986.

MARTIN, F.N.; HANCOCK, J.G. Association of chemical and biological factors in soils suppressive to *Pythium ultimum*. **Phytopathology**, v.79, n.11, p.1221-1231, 1986.

MILLNER, P.D.; LUMSDEN, R.D.; LEWIS, J.A. Controlling plant disease with sludge compost. **BioCycle**, v.23, n.4, p.50-52, 1982.

NELSON, E.B.; KUTER, G.A.; HOITINK, H.A.J. Effects of fungal antagonists and compost age on suppression of *Rhizoctonia* damping-off in container media amended with composted hardwood bark. **Phytopathology**, v.73, p.1457-1462, 1983.

PATRICIO, F.R.A. **Solarização do solo em ambiente protegido e sua integração com controle biológico ou químico na viabilidade de *Pythium aphanidermatum* e *Rhizoctonia solani***. 2000. 89p. Tese (Doutorado em Fitopatologia)- Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

PULLMAN, G.S.; DEVAY, J.E.; GARBER, R.H. Soil solarization and thermal death: a logarithmic relationship between time and temperature for four soilborne plant pathogens. **Phytopathology**, v.71, n.9, p.959-964, 1981.

REIS, E.M. Solos supressivos e seu aproveitamento no controle de doenças de plantas. In: BETTIOL, W. **Controle biológico de doenças de plantas**. Jaguariúna: Embrapa-CNPDA, 1991. cap.11, p.181-193.

RODRÍGUEZ-KÁBANA, R.; CALVET, C. Capacidad del suelo para controlar enfermedades de origen edafico. **Fitopatologia Brasileira**, v.19, n.2, p.129-138, 1994.

SCHUELER, C.; BIALA, J.; VOGTMANN, H. Antiphytopathogenic properties of biogenic waste compost. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.27, p.477-482, 1989.

STAPLETON, J.J.; DEVAY, J.E. Soil solarization: a natural mechanism of integrated pest management. In: REUVENI, R. (Ed.). **Novel approaches to integrated pest management**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p.309-322.

TUITERT, G.; SZCZECH, M.; BOLLEN, G.J. Suppression of *Rhizoctonia solani* in potting mixtures amended with compost made from organic household waste. **Phytopathology**, v.88, n.8, p.764-773, 1998.

WALKER, J.C.; MORELL, S.; FOSTER, H.H. Toxicity of mustard oils and related sulfur compounds to certain fungi. **American Journal of Botany**, v.24, p.536-541, 1937.

18

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo: Estudos de Casos

Wagner Bettiol e Idalmir dos Santos

Introdução

A geração de resíduos está relacionada com a atividade humana e com o crescimento populacional, sendo o esgoto um dos mais prejudiciais ao ambiente. Na maioria das cidades brasileiras, o esgoto produzido é lançado diretamente nos cursos d'água. Para reduzir a poluição dos rios, há necessidade de se realizar o tratamento do esgoto, processo no qual é gerado o lodo de esgoto.

As principais alternativas de disposição final do lodo são: uso agrícola e florestal; disposição em aterros sanitários; reuso industrial; incinerações; conversão do lodo em óleo combustível; recuperação de áreas degradadas e de mineração; e "landfarming" (Tsutiya, 2000). O uso agrícola e florestal do lodo de esgoto é uma das alternativas mais interessantes, pois combina disposição com reciclagem (Bettiol & Camargo, 2000).

Estudos existentes recomendam o uso agrícola do lodo de esgoto, tanto para as estações de tratamento localizadas nas regiões metropolitanas, como para as estações de tratamento no interior dos estados. De um modo geral, o lodo gerado no Brasil está dentro dos níveis tolerados para ser utilizado na agricultura, considerando a norma P 4.230 da CETESB e a 40 CFR 503 da EPA (U.S.EPA, 1996; CETESB, 1998).

Sob o ponto de vista ambiental, a reciclagem agrícola do lodo de esgoto é a alternativa de menor impacto para a sua disposição final, propiciando também economia de energia e reservas naturais. Além do ponto de vista ambiental e econômico, a utilização do lodo de esgoto na agricultura é vantajosa,

devido à importância do mesmo, como fonte de matéria orgânica, macro e micro nutrientes, conferindo ao solo maior capacidade de retenção de água, maior resistência à erosão, redução no uso de fertilizantes minerais, efeito residual utilizável para culturas subsequentes e, possivelmente, indução à supressividade dos solos aos fitopatógenos.

As vantagens da utilização do lodo de esgoto na agricultura são evidentes. Entretanto, como em sua composição existem poluentes potenciais, a sua utilização deve ser criteriosa e valer-se da melhor tecnologia existente. Neste sentido, há necessidade de se considerar a presença de metais pesados (Mortvedt, 1996; Berton, 2000), de compostos orgânicos persistentes e de microrganismos patogênicos ao homem, como *Salmonella*, *Streptococcus fecalis*, *Coliformes*, *Enterovírus*, Helminthos e outros (Soccol & Paulino, 2000) e às plantas, tais como: *Fusarium*, *Aspergillus*, *Penicillium*, *Verticillium* e *Cephalosporium* (Gambale et al., 1987).

O efeito nutricional do lodo de esgoto nas plantas possui seus estudos adiantados e está bem documentado na literatura nacional e internacional (Guimarães et al., 1982; Gushi et al., 1982; Bettiol et al., 1983; Berton et al., 1989; Dias, 1994; Silva, 1995; Andreoli, 1999; Bettiol & Camargo, 2000). No entanto, em relação ao efeito sobre as doenças de plantas, existe ainda uma carência de trabalhos e resultados que gerem um conhecimento mais aprofundado sobre o tema. Por ser rico em matéria orgânica, o lodo de esgoto poderá colaborar no controle de doenças de plantas, principalmente as causadas por patógenos veiculados pelo solo, que ocasionam tombamento e lesões de raízes e colo de plantas. Esse controle é atribuído ao lodo de esgoto, principalmente, pela capacidade do mesmo em ativar a microbiota do solo. Entretanto, há necessidade de se verificar se o lodo é realmente efetivo sobre os fitopatógenos, nas condições de solo e clima do Brasil, haja vista que existem informações na literatura de controle efetivo e de aumento de doenças (McIlveen & Cole, 1977; Millner et al., 1982; Utkhede, 1984; Chen et al. 1987; Kuter et al., 1988; Chellemi et al., 1992; Craft & Nelson, 1996; Ferrara et al., 1996; Kim et al., 1997; Dissanayaque & Hoy, 1999; Bettiol, 2000). O objetivo desse capítulo é justamente apresentar a situação atual do conhecimento sobre os

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo:
Estudos de Casos

efeitos do lodo de esgoto sobre os fitopatógenos veiculados pelo solo e particularmente os efeitos do lodo de esgoto da ETE Franca, SP sobre doenças do feijoeiro causadas por *Sclerotium rolfsii*.

Efeito do Lodo de Esgoto em Doenças Causadas por Fungos Habitantes do Solo

A utilização do lodo de esgoto para controle de doenças de plantas é um estudo ainda carente de resultados consistentes ao nível mundial e com um número de trabalhos ainda pequeno, principalmente, ao nível nacional. O mais comum é o relato de trabalhos sobre controle de doenças de plantas induzidas por patógeno veiculados pelo solo, com o uso de compostos orgânicos provenientes de várias fontes, sendo lodo de esgoto em número reduzido.

As primeiras citações envolvendo lodo de esgoto para controle de fitopatógenos surgiram por volta da década de 1950 por Davis & Engel (1951), Watson (1956) e Wells (1957) citados por Cook et al. (1964). Davis & Engel (1951) observaram redução de mancha marrom em *Agrostis* quando adubado com lodo ativado em comparação a um fertilizante contendo nitrogênio, fósforo e potássio. Wells (1957) reportou que azevém adubada com altas taxas de lodo ativado mostraram menores danos de *Pythium* do que quando adubada por outras fontes de nitrogênio orgânico e inorgânico. Watson (1956) verificou que o lodo ativado aumentou a efetividade de acetato fenilmercúrio como tratamento preventivo para "snowmold". Baseado nesses trabalhos iniciais, Cook et al. (1964) verificaram que parcelas tratadas com lodo de esgoto ativado mostraram reduções significativas na incidência de *Sclerotinia homeocarpa*.

Outro trabalho pioneiro foi o de Markland et al. (1969), citados por Liu (1995), os quais testaram vários fertilizantes nitrogenados e concluíram que os fertilizantes nitrogenados inorgânicos não reduziram significativamente *Sclerotinia homeocarpa* em *Agrostis palustris*, mas que a doença foi reduzida com aplicação de materiais compostados, como o lodo de esgoto.

Desde o início dos trabalhos até os tempos atuais, a utilização do lodo de esgoto em gramados parece ser uma boa alternativa com duplo

propósito, fertilização e controle de doença. O'Neill (1982), citado por Nelson & Craft (1992), observou que lodo de esgoto compostado foi supressivo a mancha marrom em capim-do-prado. Nelson & Craft (1992) indicaram que aplicação de compostos de mistura de esterco de aves e de bovinos e de lodo de esgoto foram consistentemente supressivos à "dollar spot" em gramados de campo de golfe. Resultados positivos também foram conseguidos no controle de doenças em *Agrostis palustris* causadas por *Pythium graminicola* (Craft & Nelson, 1996). Neste caso, um composto de lodo de esgoto foi consistentemente supressivo aos sintomas foliares e à podridão de raiz a campo e, em experimentos de laboratório, tornou-se supressivo ao tombamento. A supressão das doenças teve uma forte relação com a alta atividade microbiana induzida pelo composto.

O gênero *Sclerotinia* parece ser um bom exemplo de controle com o uso do lodo de esgoto, tendo gramados ou alface como hospedeiros. Lumsden et al. (1983) observaram uma redução significativa do mofo branco da alface causada por *Sclerotinia minor*. Em trabalho posterior, a incidência da mesma doença em alface foi reduzida significativamente por um período de 4 anos, sendo que o lodo de esgoto compostado foi adicionado ao solo nos dois primeiros anos com efeito residual por mais dois anos de estudo (Lumsden et al., 1986). Nos dois trabalhos a sobrevivência do patógeno não foi afetada pelo composto e sim, sua atividade.

Sucesso no controle do gênero *Sclerotinia* também foi alcançado por Millner et al. (1982) que utilizaram lodo de esgoto em experimentos em casa de vegetação e a campo, conseguindo reduzir a doença mofo branco em alface causada por *Sclerotinia minor*, por três estações de cultivo. No mesmo trabalho, em casa de vegetação, o lodo de esgoto misturado a 10% no solo foi capaz de reduzir a podridão de raiz e o tombamento de feijão, de algodão e de rabanete, causados por *Rhizoctonia solani*; a podridão de raiz em ervilha, causada por *Aphanomyces euteiches*; a podridão de raiz de pimenta, causada por *Phytophthora capsici*; e aumentar: as doenças de ervilha, feijão e algodão causadas por *Pythium ultimum* e *Thielaviopsis basicola*; e não teve efeito sobre as doenças de ervilha e feijão causadas por *Fusarium solani* e *Pythium aphanidermatum*. Em condições de campo, somente após o segundo cultivo, o

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo:
Estudos de Casos

controle pelo composto de lodo de esgoto foi efetivo para o tombamento causado por *Pythium* e *Rhizoctonia* em ervilha, porém as mesmas doenças não foram controladas na cultura do algodão.

Por meio dos resultados obtidos nos trabalhos, pode-se afirmar que o efeito do lodo de esgoto é dependente da cultura, do patógeno em questão e do ambiente local. Este fato é ratificado pelo trabalho em que a adição de lodo de esgoto no solo causou um aumento na incidência da podridão do colo da macieira causada por *Phytophthora cactorum* (Utkhede, 1984). O autor concluiu que a porcentagem de plantas de maçã com podridão do colo foi positivamente correlacionada com a quantidade de nitrogênio aplicada e não foi relacionada com a sua origem orgânica ou inorgânica. Em outro trabalho com o gênero *Phytophthora*, Kim et al. (1997) realizaram testes em três campos, na Florida entre 1992 - 1995, para avaliar vários compostos orgânicos no controle das podridões da raiz e do colo causadas por *Phytophthora capsici*, em pimenta e verificaram que o lodo de esgoto, juntamente com cascas de madeira, não foi capaz de reduzir a população do patógeno, nem os sintomas da doença.

McIlveen & Cole (1977) investigaram a influência de lodo de esgoto em taxas de 11, 22 e 44 Mg ha⁻¹ e esterco de bovino a 11 Mg ha⁻¹ na microbiota do solo de um campo de milho e na incidência de doenças. Áreas de parcelas não fertilizadas e fertilizadas quimicamente foram usadas para comparação. A incidência da podridão de *Gibberella* na espiga foi diretamente correlacionada com o aumento da aplicação de lodo. Houve também uma tendência no aumento da severidade da podridão da espiga nos tratamentos com lodo e esterco. Uma possível explicação para esses resultados foi a umidade prolongada nos cabelos da espiga do milho, proporcionada pelo maior desenvolvimento foliar da planta e o efeito da quantidade de N contido no lodo e no esterco. No mesmo trabalho, a incidência de acamamento foi reduzida com o aumento na quantidade de lodo aplicada.

Um fator dependente para o sucesso do controle de algumas doenças, particularmente induzidas por *Pythium* e *Rhizoctonia*, é o tempo transcorrido entre a incorporação do lodo de esgoto no solo e o plantio da cultura. Em experimento a campo, somente após o segundo cultivo o controle

pelo composto foi efetivo para o tombamento causado por *Pythium* e *Rhizoctonia* em ervilha (Millner et al., 1982). Compostos preparados com lodo de esgoto foram inicialmente conducentes ao tombamento do pepino causado por *Pythium* e *Rhizoctonia*; e tornaram-se supressivos às doenças após um período de incubação, sendo maior para *Rhizoctonia* (Kuter et al., 1988). Em experimentos de laboratório a supressividade ao tombamento em *Agrostis palustris*, causadas por *Pythium graminicola*, somente foi alcançada com o composto de lodo de esgoto mais envelhecido (Craft & Nelson, 1996). O maior tempo entre a adição do composto de lodo no solo e o plantio aumentou a supressão das doenças causadas por *Pythium* e *Rhizoctonia* (Lumsden et al., 1983). Esses autores, testando o lodo de esgoto em casa de vegetação contra podridão de raiz em ervilha (*Aphanomyces*); podridão da raiz do algodão, feijão e rabanete (*Rhizoctonia*); podridão da alface (*Sclerotinia*); murcha de fusarium em pepino, e podridão do colo em pimenta (*Phytophthora*), conseguiram reduzir significativamente estas doenças, por meio da adição de 10% do composto no solo. No entanto, tombamento em ervilha e feijão induzido por *Pythium*; podridão da raiz de ervilha por *Fusarium*; e podridão da raiz de feijão e algodão por *Thielaviopsis* não foram afetadas pelo composto.

Certamente o fitopatógeno mais estudado em solos incorporados com lodo de esgoto é o *Pythium*, e na maioria das vezes, acompanhado por *Rhizoctonia*. Lewis et al. (1992), em parcelas a campo onde foi aplicado composto de lodo de esgoto nas concentrações de 7 a 10 Mg ha⁻¹, verificaram redução na incidência de tombamento de cultivares de ervilhas lisas e rugosas causado, principalmente, por *Rhizoctonia solani* e *Pythium ultimum*. Isso ocorreu nos plantios de primavera, por dois anos, e nos plantios de outono, nos dois anos seguintes. Nos meses de verão, o estande de algodão foi melhorado em três dos quatro anos pelo composto. O efeito benéfico do composto no estande de ervilha e algodão pode ser atribuído à indução de supressão nos solos pelo composto.

Efeito positivo do lodo de esgoto no controle de tombamento induzido por *Pythium ultimum* também foi conseguido em um ensaio com

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo:
Estudos de Casos

plântulas de pepino (Chen et al., 1987). Substrato para produção de mudas, tratado com amostras de casca de madeira ou lodo de esgoto compostados, removidos da superfície de pilhas do composto, portanto com baixa temperatura, com quatro meses ou mais, foi supressivo ao tombamento de *Pythium*. Esses mesmos materiais, com amostras retiradas do centro das mesmas pilhas com alta temperatura (> 60°C) foram conducentes à doença. A supressividade foi por componentes biológicos, pois foi eliminada com o calor (60 °C, 5dias) e a incorporação de pequenos volumes (10% v/v) de composto supressivo, no substrato conducente, restaurou essa característica. No meio supressivo a população de *P. ultimum* foi controlada.

Substratos preparados com compostos de lodo de esgoto, inicialmente foram conducentes ao tombamento causado por *Pythium* e *Rhizoctonia*, em pepino e rabanete, respectivamente (Kuter et al., 1988). Após serem curtidos por quatro meses, quando temperaturas no centro das pilhas dos compostos foram < 60 °C, consistentemente suprimiram o tombamento por *Pythium*, mas não o de *Rhizoctonia*. Em adição, o armazenamento por um período de quatro semanas do substrato à base de composto de lodo, com quatro meses de curtimento, induziu a supressividade a ambas as doenças. Os autores também demonstraram que os níveis de supressividade, induzidos com a incorporação de 25% (v/v) de composto de lodo no substrato, foram adequados para evitar perdas nas plantas causadas por *Rhizoctonia solani* ou *Pythium* spp. em casa de vegetação e viveiros acima de cinco meses e dois anos, respectivamente, para plantas ornamentais. O trabalho mostrou que a microbiota presente durante a compostagem e o processo de curtimento para o lodo está envolvida na supressão do tombamento causado por *Pythium* e *Rhizoctonia*.

Dissanayaque & Hoy (1999), trabalhando com *Pythium aphanidermatum* em cana-de-açúcar, verificaram que alguns compostos orgânicos, entre eles o lodo de esgoto, quando adicionados no solo, em vasos, (10% v/v) na forma não esterilizada, suprimiram a doença causada pelo patógeno e aumentaram o crescimento da planta, porém essa habilidade foi reduzida após a desinfestação, por vapor, dos compostos. O nível de atividade

microbiana do material foi um indicador do potencial para a supressão da doença. Análises de correlação indicaram que a severidade da podridão de raiz foi negativamente correlacionada com a atividade microbiana. O solo, onde o lodo de esgoto foi misturado, teve a maior atividade microbiana, maior quantidade de total de bactérias e a segunda maior comunidade de actinomicetos. A comunidade microbiana associada com lodo de esgoto e outros materiais orgânicos foi capaz de suprimir ou reduzir a doença e ainda aumentar o crescimento das plantas.

Pythium ultimum em pepino, beterraba e impatiens foi controlado por um substrato produzido com composto de lodo de esgoto e casca de árvores. O mesmo substrato reduziu os danos de *Fusarium oxysporum* em basilico e de *Rhizoctonia solani* em basilico e feijão. O fungo *Trichoderma* isolado do composto reduziu os danos causados por *Pythium ultimum* em pepino (Ferrara et al., 1996).

Em testes *in vitro* sobre o efeito supressivo de lodo de esgoto em quatro fungos fitopatogênicos, Phae et al. (1990) verificaram que os compostos contendo lodo de esgoto não apresentaram halo de inibição aos patógenos *Fusarium oxysporum* f. sp. *cucumerinum*, *Pythium ultimum*, *Verticillium dahliae* e *Rhizoctonia solani*.

No Brasil, foram realizados poucos trabalhos avaliando a influência do lodo de esgoto para o controle de doenças de plantas. Um deles foi realizado por Bettiol & Krugner (1984). Nesse trabalho, o lodo de esgoto, incorporado ao solo, nas concentrações de 5, 10 e 15 (v/v) reduziu a severidade da podridão de raiz em plantas de sorgo, cultivadas em vasos contendo solo previamente infestado com *Pythium arrhenomanes*, especialmente nas maiores concentrações. O lodo de esgoto também estimulou o crescimento das plantas, tanto na ausência, como na presença do patógeno. Outro trabalho no país foi realizado *in vitro*, onde o lodo de esgoto misturado ao solo numa dose equivalente a 30 Mg ha⁻¹ inibiu o crescimento micelial de *Rhizoctonia solani* em 100% (Fortes et al., 2000).

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Nematóides

Outro grupo de fitopatógeno com grande potencial de controle por matéria orgânica, mas ainda pouco estudado quanto à sua sensibilidade ao lodo de esgoto é o dos nematóides. Castagnone-Sereno et al. (1988) testaram em vasos os efeitos de lodo de esgoto cru, de origem urbana, no parasitismo de *Meloidogyne incognita* em plantas de tomate. O principal efeito foi uma forte redução no número de massas de ovos encontrados nas raízes e uma ligeira redução do número de ovos por massa de ovos. Esses resultados sugerem que o crescimento do tomateiro em solo misturado com lodo de esgoto pode torná-lo menos suscetível como hospedeiro para *M. incognita*, induzindo uma redução no potencial reprodutivo das fêmeas.

Em outro experimento, o lodo de esgoto também induziu efeito contra infecção do tomate por *M. incognita* (Castagnone-Sereno & Kermarrec, 1991). Houve menor penetração de larvas juvenis nas raízes das plantas cultivadas no solo com lodo adicionado, do que na testemunha. Em ambos os experimentos, as raízes foram severamente atacadas, apesar de uma significativa redução na taxa de galhas nas plantas cultivadas em solo com lodo de esgoto, em comparação às do solo testemunha. A produção de ovos no solo tratado foi menor do que nas testemunhas. Nos solos tratados, valores do número de ovos final/número de ovos inoculados foram fortemente reduzidos.

Os efeitos da aplicação de fertilizantes na eficácia de fenamifos, na formulação de 10G, (13,5 kg. i.a.ha⁻¹) contra nematóides fitoparasitas de grama (*Cynadon dactylon* x *C. transvaalensis*) foram examinados em três locais com diferentes históricos de tratamentos do solo por Giblin-Davis et al. (1988). Os solos utilizados foram: sem tratamento, fosfato coloidal, ou tratado com lodo de esgoto compostado aplicado dois anos antes do estudo. A qualidade da grama aos 28 e 56 dias, após a aplicação de nematicida, mostrou uma resposta significativa do nematicida em dois locais sem aplicação do lodo de esgoto. A falta de resposta do fenamifos na área corrigida com lodo de esgoto compostado pode ter sido devido à interação entre o nematicida e o aumento da matéria orgânica presente. A biomassa da raiz aumentou significativamente

nas parcelas tratadas com nematicida 56 dias após a aplicação no local sem tratamento. Houve redução significativa para fenamifos, na densidade populacional para *Belonolaimus longicaudatus* nos locais não tratados e tratados com fosfato coloidal. Também redução significativa, devido ao fenamifos, foi observada na densidade populacional para *Meloydogine* spp. nos locais tratados com fosfato coloidal e com lodo de esgoto compostado.

Efeito do Lodo de Esgoto em Doenças Causadas por Bactérias

O efeito de lodo de esgoto sobre bactérias fitopatogênicas foi menos estudado do que para fungos. No entanto, assim como para fungos, os resultados são dependentes da interação patógeno-hospedeiro e do ambiente. Um dos primeiros trabalhos testando a interação lodo de esgoto com doença bacteriana foi realizado por McIlveen & Cole (1977), na cultura do milho, a campo. Os autores concluíram que os tratamentos com lodo de esgoto em taxas de 11, 22, e 44 toneladas por hectare e esterco bovino a 11 toneladas por hectare não afetaram a incidência da murcha bacteriana de Stewart's.

Por outro lado, Prior & Béramis (1990) verificaram que em solo infestado com *Pseudomonas solanacearum* a mortalidade de tomateiro devido à murcha bacteriana aumentou regularmente (14, 24 e 43%), em três cultivos sucessivos. Quando o solo foi melhorado com as matérias orgânicas farelo de soja e, particularmente, com lodo de esgoto, nenhuma planta morreu no segundo e terceiro plantio. Esses resultados não se confirmaram no trabalho de Chellemi et al. (1992), onde o lodo de esgoto, compostado com cascas de madeira, não reduziu a incidência da murcha bacteriana do tomateiro em solos onde naturalmente estava presente o patógeno.

O controle de doenças bacterianas por lodo de esgoto pode estar relacionado com a dose aplicada. Observações a campo têm indicado uma redução marcante de galha da coroa causada por *Agrobacterium tumefaciens* em plantas de framboesa cultivadas em solo com alta aplicação de lodo de esgoto (Moore et al., 1983, citados por Utkhede & Smith, 1993). Em contraste

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo: Estudos de Casos

com esses resultados, quando o lodo de esgoto foi aplicado na dose de 130 g por planta de macieira, não controlou a galha da coroa nos testes a campo (Utkhede & Smith, 1993). Somente na dose de 260 g de lodo de esgoto aplicado por pé de macieira, ocorreu a redução da infecção por galha da coroa, porém nessa concentração foi tóxico para as plantas jovens.

Efeito do Lodo de Esgoto em Doenças da Parte Aéreas das Plantas

A influência do lodo de esgoto sempre foi estudada para doenças induzidas por fungos essencialmente veiculadas pelo solo. No entanto, foi verificada uma considerável redução na infecção de *Cercospora* (*Pseudocercospora*) *herpotrichoides* nos trigais, com incorporação de 9kg de lodo de esgoto por m² (Seifert, citado por Bettiol & Krugner, 1984). Outra exceção é feita para a investigação realizada por Stone & Powers (1989), onde a adubação de *Pinus* com lodo de esgoto aumentou o peso, o diâmetro e o volume do caule e diminuiu significativamente a incidência da ferrugem causada por *Cronartium quercuum*.

Mecanismos envolvidos no Controle das Doenças

O modo pelo qual o lodo de esgoto reduz a severidade das doenças, conforme está relatado na maioria dos trabalhos, parece estar relacionado principalmente com o aumento da atividade microbiana no solo e à própria microbiota contida no material orgânico (Chen et al., 1987; Kuter et al., 1988; Ferrara et al., 1996; Craft & Nelson, 1996; Dissanayaque & Hoy, 1999). Foi verificado que materiais compostados, tais como casca de madeira e lodo de esgoto, que induziram maiores aumentos na biomassa e atividade microbiana, também reduziram a severidade da doença causada por *Pythium ultimum* em plântulas de pepino (Chen et al., 1988). Lumsden et al. (1983) concluíram que a sobrevivência de *Sclerotinia minor*,

Rhizoctonia solani e *Pythium* spp. não foi reduzida pelo lodo, porém a atividade desses patógenos no solo foi afetada devido ao aumento na atividade microbiana estimulada pela adição do lodo no solo. O aumento da atividade microbiana no solo, após a adição do lodo de esgoto, pode ser estimulada por desidrogenase, nitrogênio total, fósforo, magnésio, cálcio e matéria orgânica no solo (Lumsden et al., 1986). A atividade microbiana do solo é aumentada durante a decomposição da matéria orgânica, presente em diversos compostos, sendo que essa atividade microbiana se traduz em ação antagônica entre os microrganismos sendo elas antibiose, competição e parasitismo (Millner et al., 1982). Hoitink et al. (1997) acrescentam, ainda, a predação e a indução de resistência como modos de ação estimulados por compostos em geral. Por outro lado, a supressão da mancha marrom, em capim-do-prado, com lodo de esgoto compostado, persistiu mesmo quando o produto foi esterilizado por autoclavagem, sugerindo o não envolvimento de um componente microbiano na supressão da doença (O'Neill, 1982, citado por Nelson & Craft, 1992). O lodo de esgoto, juntamente com cascas de árvores, apesar de aumentar a atividade microbiana total e as populações de alguns grupos funcionais de microrganismos do solo (alguns dos quais foram negativamente correlacionados com a incidência e a severidade da doença em pimenta, causada por *Phytophthora capsici*) não foi capaz de reduzir a população do patógeno, nem os sintomas das doenças (Kim et al., 1997).

Hoitink et al. (1997) relatam que já está estabelecido que compostos e suas infusões ativam genes de resistência de doenças em plantas, afetando tanto doenças do sistema radicular como da parte aérea. Prior & Béramis (1990) atribuíram a indução de resistência, originada pelo tratamento com lodo de esgoto, como responsável por evitar a morte de plantas de tomateiro em solo contaminado com *Pseudomonas solanacearum*.

A quantidade e a forma dos nutrientes contidos no lodo de esgoto podem interferir no efeito deste sobre as doenças de plantas. Na ausência de dados mais concretos, os autores especulam que a maior resistência do milho ao acamamento pode estar associada ao efeito da fertilização nitrogenada, através do N contido no lodo e no esterco aplicado (McIlveen & Cole, 1977).

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo: Estudos de Casos

A principal razão para a menor infecção do tomate por *M. incognita* nas parcelas tratadas com lodo de esgoto e conseqüentes efeitos tóxicos observados no parasita podem estar relacionados com o nitrogênio amoniacal liberado no solo durante os sete dias após o tratamento (Castagnone-Sereno & Kermarrec, 1991). No trabalho de Dissanaiaque & Hoy (1999), o grupo de materiais (na forma não esterilizada), entre eles o lodo de esgoto, que mais suprimiram a podridão de raiz causada por *Pythium arrhenomanes* em cana-de-açúcar e aumentaram o crescimento da planta, possuíam algumas propriedades químicas semelhantes, tais como: alto nível de N; baixa relação C:N e alto nível de nutrientes solúveis, incluindo P, K, Ca e Mn.

A mudança do pH em solos incorporados com lodo de esgoto também pode ser responsável pela supressividade para algumas doenças. A elevação do pH induzida pelo lodo de esgoto foi responsável pela neutralização do crescimento do fungo *Rhizoctonia solani* em placas de petri (Fortes et al., 2000).

Referindo-se a compostos orgânicos em geral, Pereira et al. (1996) dizem que nenhuma generalização pode ser feita sobre o efeito dos mesmos sobre doenças de plantas, pois embora a atuação nos fitopatógenos possa ser diretamente pela produção de compostos químicos ou favorecendo o aumento da população dos antagonistas, estes efeitos podem variar de acordo com a interação patógeno-hospedeiro e com o tipo e origem do composto.

Presença de Fitopatógenos no Lodo de Esgoto

Um cuidado que deve haver em alguns casos, com a utilização do lodo de esgoto cru na agricultura, é a possível presença de fitopatógenos. Por outro lado, nesse mesmo material é normal a presença de microrganismos antagonistas aos fitopatógenos.

Numerosos microrganismos estão presentes em grande número no lodo de esgoto ou no solo corrigido com lodo. Vários fungos isolados desses substratos são reconhecidamente patogênicos às plantas (Cooke, 1956; Gangawane & Kulkarni, 1985; Abdel-Hafez & El-Sharouny, 1990). Numa revisão sobre o assunto foi verificado que várias investigações têm sido realizadas

na microbiota do solo que recebeu lodo em diferentes partes no mundo (Cooke & Pipes, 1970; Diener et al., 1976; Elland, 1981; Larry & Wanger, 1982; citados por Abdel-Hafez & El-Sharouny, 1990) e numerosos fungos foram encontrados tais como *Aspergillus*, *Fusarium*, *Mucor* e *Penicillium*. No Egito, as espécies que prevaleceram foram *Acremonium strictum*, *Aspergillus fumigatus*, *A. niger*, *A. sydowii*, *Chaetomium globosum*, *Fusarium solani*, *Mucor hiemalis*, *Penicillium chrysogenum* e *Stachybotrys chartarum* (Abdel-Hafez & El-Sharouny, 1987).

Resultados semelhantes foram encontrados no trabalho de Abdel-Hafez & El-Sharouny (1990), onde foram isolados fungos com potencial de fitopatogenicidade, tais como *Fusarium solani*, *F. oxysporum*, *F. moniliforme*, *Alternaria alternata* e os gêneros *Aspergillus* e *Penicillium*.

No Brasil, alguns microrganismos patogênicos às plantas, como: *Fusarium*, *Aspergillus*, *Penicillium*, *Verticillium* e *Cephalosporium* também foram encontrados (Gambale et al., 1987)

Para solucionar o problema de microrganismos indesejáveis em resíduos orgânicos, a compostagem tem sido apontada como uma boa alternativa (Lopes-Real & Foster, 1985). A erradicação de fitopatógenos durante a compostagem pode ser decorrente da inativação térmica, do efeito de produtos tóxicos, como exemplo ácidos húmicos liberados durante a compostagem ou amônia após a estabilização, ou devido à microbiostase (Pereira et al., 1996). A maioria dos fitopatógenos pode ser eliminada pela exposição às temperaturas em torno de 55 °C, como por exemplo, 65 °C a 70 °C, nas primeiras 48 horas da compostagem (Hoitink & Fahy, 1986).

Estudos Desenvolvidos na Embrapa Meio Ambiente sobre o Efeito do Lodo de Esgoto em Doenças de Plantas

CASO 1: Efeito do lodo de esgoto sobre a severidade de doenças causadas por *Sclerotium rolfsii* em feijoeiro

Como não foram encontradas na literatura informações quanto ao efeito do lodo de esgoto sobre *Sclerotium rolfsii* nas condições de solo e clima do Brasil, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o efeito do lodo

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo:
Estudos de Casos

de esgoto sobre as doenças causadas por *S. rolfsii* em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) e seu possível modo de ação.

Os trabalhos foram conduzidos num Latossolo Vermelho Distroférico - textura argilosa (pH = CaCl₂ 5.4; MO = 22 e P = 4 mg dm⁻³ K = 1,54, Ca = 44, Mg = 11, Al + H = 28 e CTC = 84,5 mmolc dm⁻³; V% = 66,9). O lodo de esgoto foi obtido na Estação de Tratamento de Esgoto de Franca, SP, a qual trata esgoto de origem essencialmente doméstica. A composição do lodo de esgoto (Tabela 1) utilizado nos trabalhos respeitou as normas para sua utilização na agricultura adotadas pela CETESB (1999).

Tabela 1. Características químicas do lodo de esgoto originário da Estação de Tratamento de Esgoto de Franca (SP).

| | |
|--|-------|
| pH em água | 6,4 |
| Umidade (65°C) | 52,1 |
| C, g kg ⁻¹ | 374,4 |
| N Kjeldahl g.kg ⁻¹ | 50,8 |
| N-amoniaco; mg.kg ⁻¹ | 119,5 |
| N-Nitrato-Nitrito; mg.kg ⁻¹ | 54,8 |
| P; g kg ⁻¹ | 21,3 |
| K; g kg ⁻¹ | 0,99 |
| Ca; g kg ⁻¹ | 16,8 |
| Mg; g kg ⁻¹ | 2,5 |
| S; g kg ⁻¹ | 13,3 |
| Mo; mg kg ⁻¹ | < 1 |
| B; mg kg ⁻¹ | 7,1 |
| Na; g kg ⁻¹ | 0,6 |
| Cr; mg kg ⁻¹ | 1325 |
| Mn; mg kg ⁻¹ | 267,4 |
| Fe; mg kg ⁻¹ | 31706 |
| Co; mg kg ⁻¹ | |
| Ni; mg kg ⁻¹ | 74,7 |
| Cu; mg kg ⁻¹ | 359,2 |
| Zn; mg kg ⁻¹ | 1590 |
| Al; mg kg ⁻¹ | 33550 |
| Cd; mg kg ⁻¹ | 2 |
| Pb; mg kg ⁻¹ | 118,8 |
| Ar; mg kg ⁻¹ | < 1 |
| Se; mg kg ⁻¹ | 0 |
| Hg; mg kg ⁻¹ | < 1 |

Os valores de concentração são dados com base na matéria seca.
Os valores de concentração para o nitrogênio nas formas amoniacal e nitrato foram determinados na amostra nas condições originais.

O efeito do lodo de esgoto sobre *Sclerotium rolfsii* foi avaliado em parcelas de 1 m², contendo solo infestado, dois meses antes da aplicação do lodo. O lodo de esgoto foi incorporado ao solo nas concentrações de 12,4; 24,8; 37,2 e 49,6 Mg ha⁻¹. Essas concentrações foram calculadas para fornecer o nitrogênio necessário para a cultura e duas, três e quatro vezes essa necessidade, respectivamente. Essas concentrações foram comparadas com o solo não adubado e com o solo fertilizado com N 50 kg ha⁻¹, P 60 kg ha⁻¹, K 50 kg ha⁻¹, de acordo com as recomendações de Raij et al. (1996) para a cultura do feijão. A semeadura, de 80 sementes da variedade carioquinha por parcela, foi realizada após uma semana da aplicação do lodo, em dois cultivos sucessivos. Uma segunda aplicação de lodo, nove meses após a primeira e nas mesmas concentrações anteriores, foi realizada, sendo efetuado um cultivo. A emergência, estande final e severidade da doença, bem como o pH, a condutividade elétrica e o peso de matéria seca das plantas foram avaliados em todos os cultivos, sendo a atividade microbiana, por meio da hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) e do desprendimento de CO₂, avaliados apenas no terceiro cultivo. A severidade da doença, considerando a porcentagem de tecido lesionado no colo da planta, foi avaliada nos três cultivos, utilizando a seguinte escala de notas: 1 = plantas sem sintomas visíveis; a 9 = aproximadamente 75% ou mais dos tecidos cobertos com lesões, em avançado estado de apodrecimento, com severa redução do sistema radicular (Schoonhoven & Pastor-Corrales, 1987). A determinação da hidrólise de FDA foi baseada na metodologia descrita por Boehm & Hoitink (1992) e Ghini et al. (1998) e o desprendimento de CO₂ na de Grisi (1978).

Outro fator avaliado no ensaio de campo foi a sobrevivência dos escleródios do patógeno no primeiro e no terceiro cultivo.

Resultados e Discussão

A emergência das plântulas, nos três cultivos em condições de campo, foi diretamente proporcional à concentração de lodo de esgoto aplicada ao solo, com R² = 0,91; 0,93 e 0,74, para o primeiro, segundo e terceiro cultivo, respectivamente. Ainda em relação à emergência, nos três cultivos o lodo de

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo:
Estudos de Casos

esgoto nas doses $37,2 \text{ t ha}^{-1}$ e $49,6 \text{ t ha}^{-1}$ diferiram estatisticamente da testemunha e da adubação mineral (Tabela 2). O incremento da emergência nas parcelas tratadas com lodo teve maior destaque no primeiro cultivo, onde o efeito do patógeno foi mais drástico, sendo de 34% na menor dose até 118% na maior.

O estande final foi diretamente correlacionado com as doses de lodo nos três cultivos ($R^2 = 0,86$; $0,99$ e $0,74$, respectivamente) (Tabela 2). Os resultados indicam que quanto maior o “damping-off” de pré e pós-emergência, reduzindo o número de plantas por parcela, mais evidente é o efeito do lodo no controle da doença. No primeiro cultivo, o incremento do número de plantas, variou de 50,5% na menor dose de lodo, até 201% na maior. Mesmo na maior dose de lodo, onde se observa a maior proteção das plantas contra o fitopatógeno, a baixa porcentagem de emergência e número de plantas por parcela pode ser explicado pelo potencial de inóculo existente do patógeno no experimento que foi extremamente alto, situação não encontrada em condições normais de cultivo a campo. Isso indica que os resultados obtidos com a aplicação do lodo de esgoto no solo para a proteção das plantas contra o patógeno são promissores.

A severidade da doença, ao contrário da emergência e do estande final, apresentou resultados mais evidentes no terceiro cultivo. Nos primeiros cultivos, onde o ataque foi mais drástico, o lodo promoveu um aumento significativo da emergência e do estande final, mas não evitou a formação de lesões nas plantas. Como no terceiro cultivo, o ataque do patógeno foi menor do que no primeiro, contribuiu para que o aumento das doses de lodo reduzisse a severidade da doença ($R^2 = 0,89$). Esses resultados evidenciam o efeito do lodo no controle das doenças causadas por *S. rolfsii*.

Tabela 2. Efeito de doses do lodo de esgoto sobre a emergência (EM), estande (ES) e severidade da doença (SV) causada por *Sclerotium rolfsii* em plantas de feijoeiro (tipo carioquinha); e sobre pH, condutividade elétrica (CE) e atividade microbiana (hidrólise de diacetato de fluoresceína – FDA e desprendimento de CO₂) do solo; e sobre a biomassa seca (BS) das plantas (g).

| Tratamento | Primeiro cultivo | | | Segundo cultivo | | | Terceiro cultivo | | | CO ₂ | | | | | | | | | | |
|--------------------------|------------------|------|-----|-----------------|------|------|------------------|----|------|-----------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | EM | ES | SV | pH | CE | BS | EM | ES | SV | | pH | CE | BS | FDA | | | | | | |
| Testemunha | 20,0 | 9 | 5,3 | 7 | 48 | 2,5 | 48,7 | 15 | 7 | 6,9 | 110 | 3,1 | 57,5 | 36 | 5,7 | 6,7 | 103 | 3,0 | 10,6 | 30,7 |
| 12,4 Mg ha ⁻¹ | 26,2 | 14 | 5,1 | 6,5 | 59 | 2,5 | 48,7 | 18 | 5,7 | 6,6 | 140 | 3,4 | 73,7 | 51 | 5,5 | 6,5 | 231 | 3,3 | 15,3 | 55,3 |
| 24,8 Mg ha ⁻¹ | 37,5 | 26 | 5,8 | 6,3 | 60 | 2,9 | 61,2 | 25 | 5,5 | 6,4b | 142 | 3,4 | 67,5 | 45 | 5,3 | 6,2 | 381 | 3,1 | 19,3 | 88,3 |
| 37,2 Mg ha ⁻¹ | 42,5 | 27 | 5,1 | 6,3 | 82 | 2,9 | 63,7 | 32 | 5,4 | 6,4b | 188 | 3,2 | 78,7 | 54 | 4,3 | 6,1 | 462 | 3,3 | 22,8 | 106 |
| 49,6 Mg ha ⁻¹ | 43,7 | 28 | 5 | 6,1 | 84 | 2,7 | 70,0 | 36 | 5,1 | 6,1 | 224 | 3,6 | 82,5 | 56 | 3,6 | 5,8 | 482 | 3,5 | 28,3 | 115 |
| NPK | 31,2 | 11 | 5,1 | 6,4 | 80 | 2,1 | 48,7 | 15 | 6,3 | 6,4 | 176 | 3,5 | 61,2 | 39 | 6,2 | 6,4 | 190 | 3,4 | 13,6 | 36,7 |
| R ² | 0,91 | 0,86 | NS | 0,92 | 0,92 | 0,93 | 0,99 | NS | 0,94 | 0,94 | 0,90 | 0,74 | 0,7 | 0,94 | 0,95 | 0,96 | 0,96 | 0,96 | 0,96 | 0,8 |

Tratamentos com doses de lodo de esgoto determinadas com base no teor de nitrogênio fornecido pelo lodo, considerando 1, 2, 3 e 4 vezes . NPK = fertilização mineral com 50, 60 e 50 kg ha⁻¹, respectivamente. Emergência e Estande final com base na semeadura de 80 sementes por parc (notas de 1 a 9). CE = μ cm⁻¹; FDA = μg FDA g⁻¹ solo seco; CO₂ = mg de CO₂ 100⁻¹ de solo seco. Os dados dos tratamentos 12,4 e 49,6 Mg ha⁻¹ são e os demais de 3 repetições.

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo:
Estudos de Casos

Na maioria dos trabalhos encontrados na literatura, nos quais o lodo reduz a incidência e ou severidade de doenças de plantas, os autores indicaram que o aumento da atividade microbiana provocada pela aplicação do LE ao solo e a própria microbiota contida no material orgânico, foram as responsáveis pelo controle das doenças (Chen et al., 1987; Craft & Nelson, 1996; Dissanayaque & Hoy, 1999). Também nesse trabalho foi verificado que a atividade microbiana foi diretamente proporcional à dose de lodo de esgoto incorporada ao solo (Tabela 2), sendo que as concentrações de 24,8; 37,2 e 49,6 Mg ha⁻¹ diferiram estatisticamente da testemunha e da adubação mineral. A atividade microbiana do solo é aumentada durante a decomposição da matéria orgânica, sendo que essa atividade microbiana se traduz em ação antagônica entre os microrganismos (Millner et al., 1982; Chen et al., 1987). Portanto, ativar a microbiota do solo, significa potencializar o controle biológico natural. Nesse trabalho, o aumento da atividade microbiana está positivamente correlacionado com a redução das doenças no feijoeiro (Tabela 2). A hidrólise de FDA foi positivamente correlacionada com a emergência ($r = 0,87$) e com o estande de plantas ($r = 0,84$) e negativamente com a severidade da doença ($r = -0,95$). O desprendimento de CO₂ apresentou resultados semelhantes, sendo positivamente correlacionado com a emergência ($r = 0,82$) e com o estande de plantas ($r = 0,82$) e negativamente com a severidade da doença ($r = -0,88$) (Tabela 3).

A liberação de CO₂ além de indicar uma maior atividade microbiana, pode estar envolvida na inibição da germinação do escleródios do patógeno. Barreto et al. (1997) afirmam que o fungo *S. rolfsii* é altamente exigente em oxigênio e este fato limita a germinação dos escleródios no interior de solos pesados e o desenvolvimento do patógeno só ocorre próximo à superfície. Porém, sua inabilidade para atingir as plantas se relaciona com a sua sensibilidade ao CO₂, o qual é produto do crescimento microbiano e que se transforma em mecanismo de antagonismo (Griffin, 1977). Foi constatado por Smith (1973) que, em solos submetidos a ar contendo 0,1 ppm de etileno, escleródios de *S. rolfsii* permaneceram dormentes. Assim, é possível que os elevados teores de lodo e, principalmente o seu nitrogênio, tenham contribuído para aumentar a quantidade de etileno quando comparado à testemunha.

Tabela 3. Coeficiente de correlação entre a emergência (EM), estande (ES) e severidade (SV) das doenças causadas por *Sclerotium rolfsii* em feijoeiro e o pH, a condutividade elétrica (CE) e a atividade microbiana (hidrólise de diacetato de fluoresceína – FDA – e desprendimento de CO₂) do solo tratado com lodo de esgoto, em três cultivos.

| | 1º Cultivo | | 2º Cultivo | | 3º Cultivo | | | |
|----|------------|-------|------------|-------|------------|-------|-------|-----------------|
| | pH | CE | pH | CE | pH | CE | FDA | CO ₂ |
| EM | -0,93 | 0,90 | -0,92 | 0,90 | -0,82 | 0,82 | 0,87 | 0,82 |
| ES | -0,92 | 0,84 | -0,93 | 0,96 | -0,79 | 0,81 | 0,84 | 0,82 |
| SV | 0,10 | -0,50 | 0,93 | -0,81 | 0,91 | -0,85 | -0,95 | -0,88 |

Outro fator que pode estar relacionado com a ação do lodo na redução da doença é a CE, pois foi correlacionada positivamente com a concentração de lodo nos três cultivos ($r = 0,92$; $0,90$ e $0,96$, respectivamente) (Tabela 3).

Uma das preocupações existentes estava relacionada com a possível fitotoxicidade do lodo de esgoto ao feijoeiro. Entretanto, a produção de matéria seca das plantas não diferiu estatisticamente entre os tratamentos nos três cultivos (Tabela 2), sendo que, de modo geral, o lodo proporcionou as maiores biomassas das plantas.

Não houve influência das doses de LE no número de escleródios recuperados e de escleródios viáveis no experimento a campo onde ocorreu a infestação artificial do solo. Os resultados deste trabalho indicam que o lodo, embora reduza a intensidade das doenças causadas por *S. rolfsii*, não interferiu na sobrevivência das estruturas de resistência do patógeno, no período em que ocorreram as avaliações. Como foi constatada, a incorporação do LE aumenta a atividade microbiana e a liberação de CO₂. Esses fatores podem ter inibido a germinação dos escleródios no solo. No entanto, é possível que, em condições de laboratório, estes não estavam sob a pressão de competição com a microbiota do solo e em concentrações altas de CO₂ e dessa forma germinaram totalmente.

Os resultados da sobrevivência dos escleródios de *S. rolfsii* indicam que o lodo não interfere diretamente sobre o escleródio. No entanto, foi verificado que, de alguma forma, o lodo reduz a ação do patógeno na sua capacidade de causar a doença. Esse fato pode sugerir que o lodo induz a supressividade do solo à doença e não ao patógeno.

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo:
Estudos de Casos

CASO 2: Efeito do lodo de esgoto no crescimento micelial de fitopatógenos habitantes do solo e na podridão do colo de plântulas de feijoeiro, causadas por *Sclerotium rolfsii*, em condições controladas.

Nesse trabalho foi avaliado o efeito do lodo de esgoto sobre a podridão do colo causada por *S. rolfsii* em feijoeiro, em condições controladas, bem como o efeito *in vitro* de diferentes concentrações de lodo sobre os seguintes fitopatógenos: *Rhizoctonia solani*, *Fusarium oxysporum* f.sp. *phaseoli*, *Sclerotinia sclerotiorum*, *Sclerotium rolfsii* e *Pythium aphanidermatum*.

Os trabalhos foram conduzidos num Latossolo Vermelho Distroférico - textura argilosa (pH = CaCl₂ 5,4; MO = 22 e P = 4 mg dm⁻³; K = 1,54, Ca = 44, Mg = 11, Al + H = 28 e CTC = 84,5 mmolc dm⁻³; V% = 66,9). O lodo de esgoto foi obtido na Estação de Tratamento de Esgoto de Franca, SP, a qual trata esgoto de origem essencialmente doméstica. A composição do lodo de esgoto (Tabela 1) utilizado nos trabalhos respeitou as normas para sua utilização na agricultura adotadas pela CETESB (1999).

Avaliou-se o efeito do lodo de esgoto (LE) no crescimento micelial de *R. solani*, *F. oxysporum* f.sp. *phaseoli*, *S. sclerotiorum*, *S. rolfsii* e *P. aphanidermatum*. O estudo foi constituído de seis tratamentos com LE (86% de umidade) misturado ao solo nas seguintes concentrações: 0, 5, 10, 15, 20 e 25%. Os substratos obtidos foram colocados em placas de Petri e recobertos por uma camada de ágar-água e outra de papel celofane esterilizado em formol. No centro de cada placa, sobre o papel celofane, foi colocado um disco de BDA de 5 mm de diâmetro contendo os patógenos em pleno desenvolvimento. Para cada patógeno foram realizados dois ensaios: um, com os substratos submetidos a autoclavagem a 120°C, durante uma hora, em dois dias consecutivos; e o outro sem autoclavagem dos substratos. Para todos os ensaios, a incubação foi em condições ambiente, com temperatura de 24°C ± 2. O crescimento micelial das colônias dos patógenos foi avaliado diariamente medindo-se o diâmetro da colônia em duas linhas perpendiculares traçadas nas placas. O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, com três repetições. Os dados de crescimento micelial dos fungos foram submetidos à análise de variância e a regressão polinomial. Os fungos que não apresentaram crescimento não foram submetidos à análise estatística.

Para estudar o efeito do lodo na severidade da doença em condições controladas, o lodo de esgoto foi seco em estufa a $40^{\circ}\text{C} \pm 3$ por 72 horas, moído e passado em peneira com malha de 4,75 mm. Posteriormente, foi misturado ao solo nas concentrações de 0; 2,5; 5; 7,5; 10 e 12,5 %; e distribuído em quatro vasos com 500 mL de capacidade para cada concentração. Em outro tratamento foi adicionado 2,5 g de fertilizante NPK (4-14-8) por vaso. Os substratos foram infestados com 10gL^{-1} do inóculo de *S. rolfsii*, sete dias antes da semeadura de 10 sementes de feijão (tipo carioquinha) por vaso. O *S. rolfsii* foi multiplicado colocando-se 10 discos de BDA de 6 mm de diâmetro colonizados pelo fungo, em frascos de um litro com substrato previamente autoclavado por uma hora em dois dias consecutivos, contendo: 100 g de arroz em casca e 150 ml de água destilada. O substrato foi incubado durante 10 dias, em condições ambientes, com temperatura de $25^{\circ}\text{C} \pm 2$. Como controle de possíveis efeitos fitotóxicos dos tratamentos, mantiveram-se quatro vasos sem infestação com o patógeno e sem aplicação de lodo ou fertilizante. Efetuaram-se três cultivos sucessivos de feijão, no mesmo substrato, com duração aproximada de 20 dias, sendo o segundo cultivo realizado sete dias após o término do primeiro e o terceiro 60 dias em relação ao segundo. A severidade da doença, considerando a porcentagem de tecido lesionado no colo da planta, foi avaliada nos três cultivos, utilizando a seguinte escala de notas de 1 = plantas sem sintomas visíveis, a 9 = aproximadamente 75% ou mais dos tecidos cobertos com lesões, em avançado estado de apodrecimento, com severa redução do sistema radicular (Schoonhoven & Pastor-Corrales, 1987). O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com quatro repetições. Os dados foram submetidos à análise de variância, análise de regressão polinomial e a comparação de médias foi realizada pelo teste de Duncan a 5%.

Resultados e Discussão

Efeito de lodo de esgoto sobre o crescimento micelial de fitopatógenos habitantes do solo

Os resultados obtidos demonstraram um comportamento diferenciado do crescimento micelial dos fitopatógenos quando submetidos ao

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo:
Estudos de Casos

substrato com lodo de esgoto, com e sem autoclavagem (Tabelas 4 e 5). O lodo de esgoto autoclavado apresentou alto índice de inibição no crescimento micelial diário para a maioria dos patógenos testados, destacando-se o efeito sobre *S. sclerotiorum* e *S. rolfsii*, os quais tiveram seus crescimentos totalmente inibidos em todas as concentrações de lodo, enquanto que os mesmos fungos atingiram um crescimento micelial diário de 0,8 e 3,3 mm, respectivamente, no solo sem lodo. Para *R. solani*, a inibição total de crescimento ocorreu a partir da concentração de 10% de lodo autoclavado no substrato, sendo que na concentração de 5% a média de crescimento diário foi de 1,7 mm, com uma inibição de 57,5%, quando comparado à média diária de crescimento no solo testemunha que foi de 4 mm. Para *P. aphanidermatum*, embora a redução do crescimento micelial não tenha sido total para nenhuma das concentrações de lodo, a inibição foi significativa e com R^2 de 0,72, sendo que a porcentagem de inibição variou entre 35% para a concentração de 5% de lodo, até 84% para a concentração mais alta, quando comparado com o crescimento do fungo no solo. Ao contrário do que ocorreu com a maioria dos patógenos, o efeito de inibição do lodo autoclavado sobre *F. oxysporum* f.sp. *phaseoli* não foi estatisticamente significativo. Isto leva a crer que o referido patógeno, de forma diferenciada dos demais, não foi sensível ao fator químico que inibiu o crescimento dos outros patógenos (Tabela 4).

Tabela 4. Efeito do substrato contendo lodo de esgoto autoclavado e solo na taxa de crescimento micelial (mm /dia⁻¹) de fitopatógenos habitantes do solo.

| Tratamento | <i>Rhizoctonia Solani</i> | | <i>Sclerotinia sclerotiorum</i> | | <i>Sclerotium rolfsii</i> | | <i>Fusarium oxysporum</i> f. sp. <i>phaseoli</i> | | <i>Pythium aphanidermatum</i> | |
|----------------|---------------------------|-------|---------------------------------|------|---------------------------|------|--|-------|-------------------------------|-------|
| | Taxa ¹ | P.I. | Taxa ¹ | P.I. | Taxa ¹ | P.I. | Taxa ¹ | P.I. | Taxa ¹ | P.I. |
| Solo | 4,00 | | 0,90 | | 3,30 | | 3,40 | | 3,16 | |
| Lodo 5% | 1,70 | 57,50 | 0 | 100 | 0 | 100 | 2,66 | 21,70 | 2,06 | 35,00 |
| Lodo 10% | 0 | 100 | 0 | 100 | 0 | 100 | 2,16 | 36,00 | 0,65 | 79,40 |
| Lodo 15% | 0 | 100 | 0 | 100 | 0 | 100 | 2,66 | 21,70 | 0,87 | 72,50 |
| Lodo 20% | 0 | 100 | 0 | 100 | 0 | 100 | 1,83 | 46,10 | 0,87 | 72,50 |
| Lodo 25% | 0 | 100 | 0 | 100 | 0 | 100 | 2,00 | 41,10 | 0,51 | 84,00 |
| R ² | | | | | | | NS | | | 0,72 |
| CV (%) | | | | | | | | | | 13,60 |

¹Média de três repetições. P.I. = Porcentagem de inibição do crescimento micelial. NS = Não significativo pelo teste F e R². Para os fungos *R. solani*, *S. sclerotiorum* e *S. rolfsii* não foi realizada análise de variância e regressão polinomial.

O fator biológico, potencialmente antagônico aos fitopatógenos, foi eliminado dos substratos esterilizados. No entanto, nem sempre o controle biológico proporcionado pela matéria orgânica é o único responsável pela inibição dos fitopatógenos. Conforme Pereira et al. (1996), a ação dos compostos orgânicos nos fitopatógenos pode também ser diretamente pela produção de compostos químicos. O'Neill, citado por Nelson & Craft (1992), verificou que a supressão induzida pelo lodo à mancha marrom em capim-do-prado persistiu mesmo quando o composto foi esterilizado por autoclavagem, sugerindo que um componente microbiano não foi responsável pelas propriedades de supressão da doença. Kim et al. (1997), estudando o efeito do lodo de esgoto, juntamente com casca de madeira, sobre a incidência e severidade de *Phytophthora capsici* em pimenta, verificaram que, apesar de aumentarem a atividade microbiana total e populações de alguns grupos funcionais no solo, não foram capazes de reduzir a população do patógeno, nem os sintomas das doenças. A mudança do pH do meio por interferência do lodo é outro fator não biológico que pode ter influenciado no crescimento de fungos. Isto foi comprovado pelo trabalho de Fortes et al. (2000), onde a elevação do pH induzida pelo lodo foi responsável pela neutralização do crescimento do fungo *R. solani* em placas de Petri com meio BDA.

A hipótese mais provável para a eficiência do lodo autoclavado, na redução do crescimento micelial da maioria dos patógenos testados no presente trabalho, foi a formação e ou liberação de substâncias fungitóxicas, voláteis ou não, em quantidade expressiva, por ocasião da autoclavagem.

O lodo de esgoto não autoclavado, ao contrário do autoclavado, não inibiu significativamente o crescimento micelial da maioria dos fitopatógenos e quando a inibição ocorreu, não foi tão eficiente quanto ao autoclavado. No entanto, com as doses crescentes de lodo verificou-se redução significativa do crescimento micelial dos fungos *F. oxysporum* f.sp. *phaseoli* e *S. rolfsii* ($R^2 = 0,92$ e $0,69$, respectivamente). Para o *S. rolfsii* a inibição ocorreu a partir da concentração de 10%, com 62% de inibição e 75,5% para dose mais alta (25%), considerando que a taxa de crescimento micelial diário na testemunha foi de 4,5 mm, contra um crescimento de 1,1

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo:
Estudos de Casos

mm por dia na maior concentração de lodo. Para o fungo *F. oxysporum* f.sp. *phaseoli* a porcentagem de inibição do crescimento micelial atingiu índices menores do que para *S. rolfsii*. No entanto, a inibição começou a partir de 5% de lodo com 20,6% até 44% de inibição na dose mais alta e a redução do crescimento teve uma melhor linearidade com o aumento nas doses de lodo. Os demais fungos não tiveram reduções do crescimento micelial, sendo que *P. aphanidermatum* não foi inibido em seu crescimento em nenhuma das doses (Tabela 5). A mistura de lodo e solo não autoclavados possui potencial para ativação da microbiota presente nesses substratos e conseqüente competição com os patógenos habitantes do solo. O modo pelo qual o lodo reduziu a severidade das doenças, conforme está relatado na maioria dos trabalhos, parece estar relacionado principalmente com o aumento da atividade microbiana no solo e a própria microbiota contida no material orgânico (Chen et al., 1987; Ferrara et al., 1996; Craft & Nelson, 1996; Dissanayaque & Hoy, 1999). No entanto, ficou evidenciada uma baixa eficiência na inibição do crescimento micelial dos patógenos testados, por parte do lodo não autoclavado, quando comparado ao autoclavado. Esses resultados são comparáveis com outro teste *in vitro*, onde compostos contendo lodo também não foram eficazes contra o crescimento de alguns fitopatógenos, não apresentando halo de inibição a *F. oxysporum* f. sp. *cucumerinum*, *P. ultimum*, *Verticillium dahliae* e *R. solani* (Phae et al., 1990). A baixa eficiência de inibição dos fungos por parte do lodo não autoclavado pode estar relacionada com a dificuldade de manifestação antagônica da microbiota contra fitopatógenos, devido à metodologia utilizada neste trabalho. Cobrindo o substrato orgânico com meio de cultura e papel celofane, o contato direto do lodo com o patógeno é evitado. Com isso, a microbiota presente no substrato só poderia agir por meio da antibiose, descartando qualquer outro modo de ação envolvido no controle biológico. No entanto, embora a difusão de substâncias no meio de cultura e celofane tenha sido possível, o processo não contribuiu para uma inibição eficiente de todos os patógenos testados. As limitações da metodologia apresentadas no presente trabalho, não invalidam os resultados, principalmente os que

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

foram obtidos com o substrato autoclavado. Dessa forma, sugere-se em trabalhos futuros o contato direto do patógeno com o substrato, em recipientes maiores, os quais permitirão avaliações num período superior a 15 dias, monitorando o crescimento do patógeno e assim, avaliando o potencial supressivo do substrato. Se forem utilizados recipientes hermeticamente fechados, contendo substrato e patógeno, poderá ser avaliado de forma isolada o efeito de substâncias voláteis.

Tabela 5. Efeito do substrato contendo lodo de esgoto não autoclavado e solo na taxa de crescimento micelial (mm dia⁻¹) de fitopatógenos habitantes do solo.

| Tratamento | <i>Rhizoctonia Solani</i> | | <i>Sclerotinia sclerotiorum</i> | | <i>Sclerotium rolfii</i> | | <i>Fusarium oxysporum f. sp. phaseoli</i> | | <i>Pythium aphanidermatum</i> | |
|----------------|---------------------------|------|---------------------------------|------|--------------------------|------|---|------|-------------------------------|------|
| | Taxa ¹ | P.I. | Taxa | P.I. | Taxa | P.I. | Taxa | P.I. | Taxa | P.I. |
| Solo | 4,8 | | 1,33 | | 4,5 | | 3,4 | | 1,33 | |
| Lodo 5% | 2,2 | 54 | 1,6 | | 4,5 | | 2,7 | 20,6 | 2,3 | |
| Lodo 10% | 2,5 | 48 | 0,53 | 60 | 1,7 | 62 | 2,6 | 23,5 | 2,6 | |
| Lodo 15% | 3,6 | 25 | 1,8 | | 3,2 | 29 | 2,4 | 29,4 | 2,06 | |
| Lodo 20% | 3,8 | 20,8 | 1,3 | | 2,0 | 55 | 2,3 | 32,3 | 2,06 | |
| Lodo 25% | 3,4 | 29 | 1,06 | 20,3 | 1,1 | 75,5 | 1,9 | 44 | 1,43 | |
| R ² | NS | | NS | | 0,69 | | 0,92 | | NS | |

¹Média de três repetições. P.I. = Porcentagem de inibição do crescimento micelial. NS = Não significativo pelo teste F e R².

Efeito do lodo de esgoto na severidade da doença em condições controladas.

O lodo reduziu a porcentagem de tecido do colo do feijoeiro com lesões, causadas por *S. rofsii*. No entanto, a redução da severidade da doença não ocorreu de forma linear. O tratamento NPK não teve efeito na redução da severidade da doença, quando comparado com a testemunha nos três cultivos. A maior dose de lodo no substrato (12,5%) manteve a severidade da doença em níveis baixos em todos os cultivos, quando comparada com a testemunha (Tabela 6). A dose de 12,5% de lodo é elevada, considerando condições de cultivo a campo. No entanto, a possibilidade da utilização do lodo em substratos para a produção de mudas, considerando o controle de doenças causadas por *Sclerotium rolfii*, pode ser uma alternativa viável. Embora a concentração de 12,5% de lodo tenha controlado a doença, um fator que deve ser observado é a fitotoxicidade observada no primeiro cultivo.

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo:
Estudos de Casos

Tabela 6. Efeito do lodo de esgoto na severidade da doença causada por *Sclerotium rolfsii* em feijoeiro (tipo carioquinha), em vaso, em três cultivos sucessivos.

| Concentração de lodo (%) | 1ª Semeadura | 2ª Semeadura | 3ª Semeadura |
|--------------------------|--------------|--------------|--------------|
| 0 | 4,47ab | 7,7a | 7,1ab |
| 2,5 | 3,82ab | 4,3b | 5,6b |
| 5 | 3,06b | 5,6ab | 6,2ab |
| 7,5 | 2,33bc | 4,4b | 5,9ab |
| 10 | 1,16c | 5,08ab | 7,8a |
| 12,5 | 1,16c | 1,14c | 3,2c |
| NPK | 5,8a | 7,5a | 6ab |
| R ² | 0,29 | 0,92 | 0,79 |
| C.V. | 18,8 | 16,1 | 8,9 |

Os dados do NPK não fazem parte da análise de regressão. Médias seguidas por letras distintas na coluna, diferem entre si (Duncan 5%). Severidade da doença – notas de 1 a 9 (média de 4 repetições).

Em outros testes realizados ficou provado que o lodo não interfere diretamente na sobrevivência do escleródio de *S. rolfsii*, em curto espaço de tempo (Santos, 2001). No entanto, foi verificado que, de alguma forma, o lodo reduz a ação do patógeno na sua capacidade de causar a doença. Esse fato pode indicar que o lodo induz a supressividade do solo à doença e não ao patógeno. O aumento da atividade microbiana no solo, induzindo competição, predação e antibiose, pode ser o fator principal de indução de supressividade (Chen et al., 1987; Ferrara et al., 1996; Craft & Nelson, 1996; Dissanayaque & Hoy, 1999). A condutividade elétrica aumentada no solo, principalmente com doses mais altas de lodo, é outro fator que reduz as doenças causadas por *S. rolfsii* em feijoeiro (Santos, 2001).

Referências

ABDEL-HAFEZ, A.I.I.; EL-SHAROUNY, H.M.M. Seasonal fluctuations of fungi in Egyptian soil receiving city sewage effluents. **Cryptogamie, Mycologie**, v.8, n.3, p. 235-249, 1987.

ABDEL-HAFEZ, A.I.I.; EL-SHAROUNY, H.M.M. The occurrence of keratinophilic fungi in sewage sludge from Egypt. **Journal of Basic Microbiology**, v.30, n.2, p.73-79, 1990.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

ANDREOLI, C.V. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura e sua influência em características ambientais no agrossistema**. 1999. 278p. Tese (Doutorado) – UFPR, Curitiba.

BARRETO, M. Doenças do amendoim. In: KIMATI, H.; AMORIN, L.; BERGAMIN FILHO, A.; CAMARGO, L.E.A.; REZENDE, J.A.M. (Ed.). **Manual de fitopatologia: doenças das plantas cultivadas**. São Paulo: Ceres, 1997. p.65-77.

BERTON, R.S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.259-268.

BERTON, R.S.; VALLADARES, J.M.A.S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto à cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.13, p.187-192, 1989.

BETTIOL, W. Efeito do lodo de esgoto na incidência da podridão do colmo do milho causada por *Fusarium*. **Fitopatologia Brasileira**, v. 25, supl., p.359, 2000.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

BETTIOL, W.; CARVALHO, P.C.T.; FRANCO, B.J.D. Utilização do lodo de esgoto como fertilizante. **O Solo**, v.75, n.1, p.44-54, 1983.

BETTIOL, W.; KRUGNER, T.L. Influência do lodo de esgoto na severidade da podridão de raiz do sorgo causada por *Pythium arrhenomanes*. **Summa Phytopatologica**, v.10, p.243-251, 1984.

BOEHM, M.J.; HOITINK, H.A.J. Sustenance of microbial activity in potting mixes and its impact on severity of *Pythium* root rot of *Poinsettia*. **Phytopathology**, v.82, n.3, p.259-264, 1992.

CASTAGNONE-SERENO, P.; KERMARREC, A.; CLAIRON, M.; ANAIS, A. Effets depresses d'un apport de boue residuaire sur le parasitisme de *Meloidogyne incognita*. **Mededelingen van den Faculteit Landbouww. Rijksuniversiteit Gent**, v.53, n.2b, 1988.

CASTAGNONE-SERENO, P.; KERMARREC, A. Invasion of tomato roots and reproduction of *Meloidogyne incognita* as affected by raw sewage sludge. **Journal of Nematology**, v.23, p.734-728, 1991.

CETESB. **Salmonella**: isolamento e identificação - método de ensaio. São Paulo: Cetesb, 1987. 51p.

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo:
Estudos de Casos

CETESB. **Sistemas de aplicação de bio sólidos e lodos de tratamentos biológicos em áreas de uso agrícola** - critérios para projeto e operação. São Paulo, 1998. 29 p. (Norma P 4 230).

CHELLEMI, D.O.; MITCHELL, D.J.; BARKDOL, A. Effect of composted organic amendments on the incidence of bacterial wilt of tomato. **Proceedings of the Florida State Horticultural Society**, v. 105, p.364-366, 1992.

CHEN, W.; HOITINK, H.A.J.; SCHMINTHERNNER, A.F. Factors affecting suppression of *Pythium* damping-off in container media amended with composts. **Phytopathology**, v.77, p.755-760, 1987.

CHEN, W.; HOITINK, H.A.J.; MADDEN, L.V. Microbial activity and biomass in container media for predicting suppressiveness to damping-off caused by *Pythium ultimum*. **Phytopathology**, v.78, p.1447-1450, 1988.

COOK, R.N.; ENGEL, R.E.; BACHELDER, S. A study of the effect of nitrogen carriers on turfgrass disease. **Plant Disease Reporter**, v.48, n.4, p.254-255, 1964

COOKE, W.B. Potential plant pathogenic fungi in sewage and polluted water. **Plant Disease Reporter**, v.40, p.681-687, 1956.

CRAFT, C. M.; NELSON, E. B. Microbial properties of composts that suppress damping-off and root rot of creeping bentgrass caused by *Pythium graminicola*. **Applied and Environmental Microbiology**, v.62, p.1550-1557, 1996.

DIAS, F.L.F. **Efeito da aplicação de calcário, lodo de esgoto e vinhaça em solo cultivado com sorgo granífero (*Sorghum bicolor* L.)**. Jaboticabal: UNESP/FCAV, 1994. 74p.

DISSANAYAKE, N.; HOY, J.W. Organic material soil amendment effects on root rot and sugarcane growth and characterization of the materials. **Plant Disease**, v. 83, p.1039-1046, 1999.

FERRARA, A.M.; AVATANEO, M.; NAPPI, P. First experiments of compost suppressiveness to some phytopathogens. **The science of composting: Parte 2**. p.1157-1160, 1996.

FORTES, N.L.P.; FORTES NETO, J.C.; SILVA, J.C. A indução da supressividade à *Rhizoctonia solani* em solos tratados com diferentes fontes de matéria orgânica. **Summa Phytopathologica**, v.26, n.1, p.140, 2000.

GAMBALE, W.; PAUALA, C.R.; CORREA, B.; PURCHIO, A.; MARTINS, M.T. Avaliação da microbiota fúngica em lodo digerido submetido a tratamento químico e térmico. **Revista de Microbiologia**, v. 18, n.4, p.363-365, 1987.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

GANGAWANE, L.V.; KUKARNI, L. Rhizosphere mycoflora of groundnut grown in sewage and sludge treated soils. **Indian Phytopathology**, v.38, p.756-757, 1985.

GIBLIN-DAVIS, R.M.; CIZAR, J.L.; BILZ, F.G. Response of nematode populations and growth of fairway managed bermudagrass to application of fertilizer and fenamiphos. (Abstract - 13767) p. 1711 / 246/7 Plant Pests.

GHINI, R.; MENDES, M.D.L.; BETTIOL, W. Método de hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) como indicador de atividade microbiana no solo e supressividade a *Rhizoctonia solani*. **Summa Phytopathologica**, v.24, n.3-4, p.239-242, 1998.

GRIFFIN, D.M. Water potential and wood-decay fungi. **Annual Review of Phytopathology**, v.15, p.319-329, 1977.

GRISI, B.M. Método químico de medição da resperação edáfica: alguns aspectos técnicos. **Ciência e Cultura**, v.30, n.1, p.82-88, 1978.

GUIMARÃES, C.R.B.; BOARETO, A.E.; NAKAGAWA, J. Utilização do lodo de esgoto em comparação com fertilizantes químicos em feijão irrigado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS, 2., 1982, Piracicaba. **Anais**. Piracicaba: ESALQ, 1982. p.216-218.

GUSHI, R.S.; BOARETO, A.E.; NAKAGAWA, J. Utilização do lodo de esgoto em comparação com fertilizantes químicos- feijão não irrigado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS, 2., 1982, Piracicaba. **Anais**. Piracicaba: ESALQ, 1982. p.214-216.

HOITINK, H.A.E.; FAHY, P.C. Basis for the control of soilborne plant pathogens with compost. **Annual Review of Phytopathology**, v.24, p.93-114, 1986.

HOITINK, H.A.J.; ZHANG, W.; HAN, D.Y.; DICK, W.A. Making compost to suppress plant disease. **Biocycle**, v.38, p.40-42, 1997.

KIM, K.D.; NEMEC, S.; MUSSON, G. Effects of compost and soil amendments on soil microflora and Phytophthora root and crown rot of bell pepper. **Crop Protection**, v.16, n. 2, p.165-172, 1997.

KUTER, G.A.; HOITINK, H.A.J.; CHEN, W. Effects of municipal sludge compost curing time on suppression of *Pythium* and *Rhizoctonia* of ornamental plants. **Plant Disease**, v.72, p.751-756, 1988.

LEWIS, J.A.; LUMSDEN, R.D.; MILLNER, P.D.; KEINATH, A. P. Suppression of damping-off of peas and cotton in the field with composte sewage sludge. **Crop Protection**, v.11, p.260-266, 1992.

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo:
Estudos de Casos

LIU, L.X.; HSIANG, T.; CAREY, K.; EGGENS, J.L. Microbia populations and suppression of dollar spot disease in creeping bentgrass with inorganic and organic amendments. **Plant Disease**, v.79, n.2, p.144-147, 1995.

LOPEZ - REAL, J.; FOSTER, M. Plant pathogens survival during the composting of agricultural organic wastes. In: GASSER, J.K.R. **Composting of agricultural and other wastes**. London: Elsevier Applied Science, 1985. p.291-300.

LUMSDEN, R.D.; LEWIS, J.A.; MILLNER, P.D. Effect of composted sewage sludge on several soilborne pathogens and diseases. **Phytopathology**, v.73, p.1543-1548, 1983.

LUMSDEN, R.D.; MILLNER, P.D.; LEWIS, J.A. Suppression of lettuce drop caused by *Sclerotinia minor* with composed sewage sludge. **Plant Disease**, v.70, p.197-201, 1986.

McILVEEN, W.D.; COLE JR, H. Influence of sewage sludge soil amendment on various biological components of the corn field ecosystem. **Agriculture and Environment**, v.3, p.349-361, 1977.

MILLNER, P.D.; LUMSDEN, R.D.; LEWIS, J.A. Controlling plant disease with sludge compost. **Biocycle**, v.23, p.50-52, 1982.

MORTVEDT, J.J. Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. **Fertilizer Research**, v.43, p.55-61, 1996.

NELSON, E. B.; CRAFT, C. M. Suppression of dollar spot on creeping bentgrass and annual bluegrass turf with compost-amended topdressings. **Plant Disease**, v.76, n.9, p. 954-958, 1992.

PEREIRA, J.C.R.; ZAMBOLIM, L.; VALE, F.X.R. do; CHAVES, G.M. Compostos orgânicos no controle de doenças de plantas. **Revisão Anual de Patologia de Plantas**, v.4, p.353-379, 1996.

PHAE, C-G.; SASAKI, M.; SHODA, M.; KUBOTA, H. Characteristics of *Bacillus subtilis* isolated from composts suppressing phytopathogenic microorganisms. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.36, n.4, p.575-586, 1990.

PRIOR, P.; BÉRAMIS, M. Induction de la résistance au flétrissement bactérien dû à *Pseudomonas solanacearum* E. F. Smith in chez un cultivar de tomate réputé sensible. **Agronomie**, v.10, p.391-401, 1990.

RAIJ, B.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônômico & Fundação IAC, 1996.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

SANTOS, I.; BETTIOL, W. Efeito do lodo de esgoto na podridão do colo e tombamento de plântulas de feijoeiro induzidas por *Sclerotium rolfsii*. **Summa Phytopathologica**, v.27, n.1, p.113, 2001.

SANTOS, I.; MAZZEO, A.N.; BETTIOL, W. Efeito de lodo de esgoto sobre o crescimento micelial de fitopatógenos habitantes do solo. **Fitopatologia Brasileira**, v.24, supl., p.325, 1999.

SANTOS, I.; MAZZEO, A.N.; BETTIOL, W. Efeito do lodo de esgoto no tombamento de plântulas de pepino induzido por *Pythium aphanidermatum*. **Summa Phytopathologica**, v.26, n.1, p.141, 2000.

SCHOENMAKER, I. A.; GHINI, R. Associação da solarização do solo e fontes de matéria orgânica para o controle de *Pythium* spp. em pepino. **Fitopatologia Brasileira**, v. 25, supl., p.375-376, 2000.

SCHOONHOVEN, A. Van; PASTOR-CORRALES, M.A. **Standard system for the evaluation of bean germplasm**. Cali: CIAT, 1987.

SILVA, F.C. **Uso agrônômico de lodo de esgoto: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar**. 1995. 154p. Tese (Doutoramento) - ESALQ/USP, Piracicaba.

SMITH, A.M. Ethylene as a cause of soil fungistasis. **Nature**, v.246, p.311-313, 1973.

SOCCOL, V.T.; PAULINO, R.C. Riscos de contaminação do agroecossistema com parasitos pelo uso do lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.245-258.

STONE, D.M.; POWERS, H.R. Sewage sludge increases early growth and decreases fusiform rust infection of nursery-run infection and rust-resistant loblolly pine. **Sjaf**, 13, 1989.

TSUTYIA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.69-105.

U.S. EPA. **Standards for the use and disposal of sewage sludge**. Washington: EPA, 1996. (Code of Federal Regulations 40 CFR Part 503).

UTKHEDE, R.S. Effect of nitrogen fertilizers and wood compost on the incidence of apple crown rot in British Columbia. **Canadian Journal of Plant Pathology**, v.6, p.324-332, 1984.

Efeito do Lodo de Esgoto sobre Fitopatógenos Veiculados Pelo Solo:
Estudos de Casos

UTKHEDE, R.S.; SMITH, E.M. Evaluation of biological and chemical treatments for control of crown gall on young apple trees in the kootenay valley of british columbia. **Journal of Phytopathology**, v.137, p.265-271, 1993.

VESILIND, P.A. **Treatment and disposal of wastewater sludges**. Ann Arbor; Ann Arbor Science, 1974.