IMPACTO DA APLICAÇÃO DE BIODSÓLIDOS NAS ATIVIDADES MICROBIANAS DO SOLO

JANAINA BRAGA DO CARMO

Engenheira Agrônoma

Orientador: Prof. Dr. MARCIO RODRIGUES LAMBAIS

Dissertação apresentada à Escola Superior de
Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de
São Paulo, para obtenção do título de Mestre
em Agronomia, Área de Concentração: Solos e
Nutrição de Plantas.

PIRACICABA
Estado de São Paulo – Brasil
Novembro – 2000

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - Campus "Luiz de Queiroz"/USP

Carmo, Janaina Braga do
Impacto da aplicação de biossólidos nas atividades microbianas do solo / Janaina
Braga do Carmo. - - Piracicaba, 2001.
105 p.

Dissertação (mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2001.
Bibliografia.

1. Atividade microbiana 2. Biomassa microbiana 3. Crescimento vegetal 4. Lodo
de esgoto 5. Microbiologia do solo 6. Milho 7. Propriedade química I. Título

CDD 631.46

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

OFEREÇO

A DEUS, por saber discernir a quem faz o bem, por ter amor à sabedoria e aprender a obtê-la, por evitar a presunção, a ter prudência com os poderosos, saber calar e saber falar e, principalmente, por temer ao **SENHOR**;

a todos que são humildes,

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Aos coordenadores do curso de pós graduação em Solos e Nutrição de Plantas, da ESALQ/USP, pela oportunidade concedida, pelo grande apoio e incentivo;

À Prof^a. Dra. Maria Lúcia, Presidente da Comissão de Pós-Graduação da ESALQ/USP, pelo seu profissionalismo, apoio e atenção;

À Dra. Sueli dos Santos Freitas, pela importante colaboração, sugestões, amizade, paciência e dedicação;

À Dra. Maria da Conceição Carvalho, pelas excelentes sugestões e sinceridade;

Aos verdadeiros e eternos amigos, Marco Nogueira, Márcia Simonete, Claudia Teixeira, Solange Caldeira Chitolina e Cristiano Alberto de Andrade por tudo que fizeram em todos os momentos;

Aos funcionários Luis Fernando Baldesin e Denise de Lourdes C. Mescolotti, pela importante colaboração na execução das atividades laboratoriais e pela agradável convivência;

Às famílias Marchiori e Sasso pelo carinho, atenção e consideração;

Ao Antônio Carlos Caetano Marchiori por todos os momentos que passamos juntos e pelo simples fato de existir;

Ao Prof. José Carlos Chitolina e ao Prof. Marcio R. Lambais por me ensinarem que ter caráter, ser solidário, correto, sincero e profissional, não são qualidades que qualquer um pode ter;

A CAPES, pela concessão de bolsa;

Ao Prof. Dr. Álvaro Pires pela extrema dedicação e ajuda em todos os momentos;

Ao Prof. Dr. Marcio R. Lambais pela oportunidade oferecida;

À Prof^a. Dra. Maria Emília Mattiazzi-Prezotto e Fernando Carvalho, pelas sugestões na elaboração do presente trabalho;

Aos grandes amigos Laureano Alves da Silva e Eva Valderez da Silva pela convivência diária de tantos anos;

À minha mãe, Dulcinéia F. Braga e aos meus irmãos César e Cíntia;

À todos os colegas, pela convivência, atenção e apoio constante.

SUMÁRIO

RESUMO.....	vii
SUMMARY.....	x
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1 Biossólidos e sua importância agrícola.....	3
2.2 Efeito de biossólidos na microbiota dos solos	4
2.2.1 Atividades microbianas.....	4
2.2.2 Biomassa microbiana.....	6
2.2.3 Diversidade genética e funcional.....	7
2.3 Mineralização de biossólidos nos solos.....	12
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	17
3.1 Caracterização química e física dos biossólidos e solos utilizados nos experimentos.....	17
3.1.1 Solos.....	17
3.1.2 Biossólidos.....	18
3.1.3 Doses.....	19
3.2. Impacto dos biossólidos na microbiota dos solos	21
3.2.1 Respiração basal	22
3.2.2 Carbono na biomassa microbiana	22
3.2.3 Nitrogênio na biomassa microbiana	23
3.2.4 Relação C/N da biomassa microbiana.....	24
3.2.5 Quociente metabólico (qCO_2).....	24
3.3 Minrealização dos biossólidos nos solos	24
3.3.1 Carbono	24

3.3.2 Nitrogênio	25
3.3.3 pH em água.....	26
3.3.4 Condutividade elétrica	26
3.4 Efeito dos bioossólidos no crescimento de plantas de milho.....	26
3.5 Forma de análise dos dados.....	27
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	28
4.1 Caracterização química e física dos solos e bioossólidos utilizados	28
4.1.1 Solos	28
4.1.2 Bioossólidos	30
4.2 Impacto dos bioossólidos na microbiota dos solos	31
4.2.1 Respiração basal	31
4.2.2 Carbono na biomassa microbiana	36
4.2.3 Nitrogênio na biomassa microbiana	40
4.2.4 Quociente metabólico (qCO_2)	44
4.3 Mineralização dos bioossólidos nos solos	48
4.3.1 Carbono	48
4.3.2 Nitrogênio	51
4.3.3 pH em água	61
4.3.4 Condutividade elétrica	66
4.4 Efeito dos bioossólidos no crescimento de plantas de milho	70
5 CONCLUSÃO	74
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	76
ANEXOS	93

IMPACTO DA APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDOS NAS ATIVIDADES MICROBIANAS DO SOLO

Autora: Janaina Braga do Carmo

Orientador: Prof. Dr. Marcio Rodrigues Lambais

RESUMO

Com o objetivo de avaliar o impacto da aplicação dos bioossólidos nas atividades microbianas de um solo arenoso e um argiloso, e também determinar seus efeitos no crescimento de milho, foram realizados experimentos em microcosmos e em vasos. Foi utilizado um delineamento experimental totalmente casualizado, com três repetições, em esquema fatorial constituído de seis doses dos bioossólidos da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE)-Franca (SP) ou ETE-Barueri (SP), dois solos (NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico típico e NITOSSOLO VERMELHO Eutroférico típico), seis épocas de amostragem (0, 4, 8, 16, 32 e 64 dias de incubação), totalizando 432 parcelas. O bioossólido da ETE-Franca (SP) foi utilizado nas doses 0,0; 6,0; 12,0; 24,0; 48,0; 96,0 t ha⁻¹ (base seca) e o bioossólido da ETE-Barueri nas doses 0,0; 15,5; 31,0; 62,0; 124,0; 248,0 t ha⁻¹ (base seca). Os microcosmos constituídos de um copo plástico com capacidade de 500 mL, contendo 200 g de solo com diferentes quantidades de bioossólido *in natura*, foram incubados a 28°C. A primeira amostragem foi realizada imediatamente após a adição dos bioossólidos. As demais amostragens foram realizadas após 4, 8, 16, 32 e 64

dias de incubação. A umidade foi ajustada diariamente para 70% da capacidade de retenção de água dos solos. Foram avaliadas as seguintes variáveis para todas as doses e épocas de amostragem: respiração basal (RB), carbono na biomassa microbiana (C-biomassa), nitrogênio na biomassa microbiana (N-biomassa), quociente metabólico (qCO_2), C-orgânico no solo, N-aminiacal no solo, N-nítrico no solo, pH e condutividade elétrica. Além disso, foi realizado um experimento em casa de vegetação para avaliar o crescimento de plantas de milho (*Zea mays* L.). De modo geral, a adição dos bio sólidos aos solos estimulou a atividade respiratória total dos microrganismos, onde o maior incremento pôde ser observado logo após a adição dos bio sólidos, podendo ser atribuído principalmente à matéria orgânica adicionada. O carbono orgânico do solo não foi alterado após 64 dias de incubação. O carbono na biomassa microbiana do solo foi maior nos primeiros 8 dias de incubação, tanto nos tratamentos com bio sólidos, quanto no controle sem bio sólidos. O N na biomassa microbiana foi maior apenas nos primeiros dias de incubação, estabilizando-se aos 16 dias após a incorporação de bio sólidos. A adição de bio sólidos causou um aumento da condutividade elétrica para todas as doses e solos ao longo do tempo. Nos solos com bio sólido da ETE-Barueri, os valores de pH foram mais elevados, devido ao fato de esse material receber CaO no seu processamento. Os resultados obtidos para os valores de pH indicam que após 32 dias, e principalmente ao final dos 64 dias de incubação, esses valores tenderam a se igualar aos valores de pH do solo que não recebeu aplicação de bio sólido. Já, nos solos que receberam o bio sólido da ETE-Franca, uma acidificação do meio foi observada. A quantidade de nitrogênio orgânico mineralizado aumentou com o tempo de incubação e dose de bio sólidos, independente do tipo de solo. No experimento para avaliar o crescimento de milho em solos com bio sólidos, pôde-se observar que não houve efeito significativo em algumas doses, na produção de biomassa vegetal, o que pode ter sido causado pela indisponibilização e, até mesmo, ausência de

elementos essenciais às plantas pelas oscilações dos valores de pH e aumento crescente nos valores da condutividade elétrica do solo.

IMPACT OF BIOSOLIDS APPLICATION ON SOIL MICROBIAL ACTIVITIES

Author: Janaina Braga of Carmo

Adviser: Prof. Dr. Marcio Rodrigues Lambais

SUMMARY

Experiments were developed in microcosms and vases with the objective of evaluating the impact of biosolids application on soil microbial activities as well as to determine the biosolids effects on corn (*Zea mays* L.) growth. A completely randomized design was set up consisting of six doses of biosolids originated from Franca Sewage Treatment Plant and Barueri Sewage Treatment Plant, two soils (sandy and loamy), six sampling times (0, 4, 8, 16, 32 and 64 days of incubation). The experiment was set up with three replicates with a total of 432 plots. The doses of biosolids from Franca applied were: 0,0; 6,0; 12,0; 24,0; 48,0; 96,0 t ha⁻¹ (dry base), whereas the doses of biosolids from Barueri applied were: 0,0; 15,5; 31,0; 62,0; 124,0; 248,0 t ha⁻¹ (dry base). The microcosms constituted of a 500 ml plastic glass containing 200 g of soil with different amounts of biosolids which were incubated at 28°C. The first sampling was conducted immediately after the biosolids addition. Additional sampling was carried out 4, 8, 16, 32 and 64 days after incubation. Soil water content was adjusted daily to 70% of the water retention capacity. The following variables were evaluated: basal breathing, carbon in the microbial biomass, nitrogen in

the microbial biomass, metabolic quotient, C-organic in the soil, N-amoniacal in the soil, N-nitric in the soil, pH and electric conductivity. A green house experiment was also carried out to evaluate corn (*Zea mays* L.) growth as a function of biosolids application. The addition of biosolids increased the activity breathing total of the microorganisms. The largest increment was observed soon after the biosolids addition. This may be related mainly to the addition of organic matter. Soil organic carbon was not altered after 64 days of incubation. The carbon in the soil microbial biomass was highest in the first 8 days of incubation in both treatments (with and without biosolids). N in the microbial biomass increased only in the first days of incubation, stabilizing 16 days after the biosolids incorporation. The biosolids addition increased the soil electric conductivity for all doses and soils throughout time. The soils with biosolids from Barueri had pH higher than those from Franca probably because the biosolids from Barueri received CaO during processing. The pH values after 32 days, and mainly at the end of the 64 days of incubation, tended to become similar to the pH values from soils without biosolids. Soil acidification was observed in the soils with biosolids from Franca. The amount of mineralized organic nitrogen increased with time of incubation and biosolids dose regardless the soil. The corn biomass production was not affected by some doses of biosolids applied to the soils. This may be related with unavailability and even absence of elements essential to the plants due to the pH variation and the increase of the soil electric conductivity.

1 INTRODUÇÃO

A geração de grandes quantidades de resíduos urbanos e industriais tem sido considerada um dos maiores problemas ambientais da atualidade. Para minimizar os problemas de poluição, os governantes de médias e grandes cidades vêm mostrando grande interesse na construção de estações de tratamento de esgoto (ETEs). Como consequência, grandes quantidades de biossólidos deverão ser geradas num futuro próximo.

A utilização de biossólidos produzidos pelas ETEs na agricultura brasileira é ainda prática pouco comum. Todavia, inúmeros trabalhos científicos têm demonstrado que os biossólidos podem ter efeitos positivos na produtividade de diversas culturas agrícolas. Assim, com o aumento do número de ETEs e uma regulamentação de uso, o aproveitamento de biossólidos na agricultura deverá aumentar significativamente. No entanto, o uso desses materiais como fertilizantes orgânicos deve ser monitorado por critérios agrônômicos, para atender as necessidades das culturas e não causar poluição.

Devido ao elevado teor de nitrogênio normalmente encontrado nos biossólidos, este elemento deve ser um dos principais fatores a ser considerado na determinação da quantidade a ser aplicada aos solos agrícolas. Doses muito elevadas de biossólidos podem resultar em altas concentrações de nitrato no solo, superando a capacidade de absorção das plantas e podendo resultar em lixiviação e eventual contaminação de aquíferos. Assim, o conhecimento da dinâmica de transformação do nitrogênio após aplicação de biossólidos ao solo

é de importância fundamental para a produtividade vegetal e preservação da qualidade do ambiente.

Os teores relativamente elevados de alguns sais, principalmente “sais de sódio”, podem causar elevação da condutividade elétrica da solução do solo ou ainda, seu acúmulo pode levar à dispersão das partículas de argila. Por outro lado, teores relativamente elevados de espécies químicas potencialmente tóxica nos bio sólidos, como metais pesados, representam outro fator limitante para sua utilização agrícola. Os metais pesados estão entre as espécies químicas potencialmente tóxicas, e podem exercer efeitos deletérios sobre a microbiota, implicando em modificações na diversidade biológica do solo e alterações de sua funcionalidade.

O objetivo desse trabalho foi determinar o impacto da aplicação dos bio sólidos da ETE-Franca (baixa concentração de metais pesados) e da ETE-Barueri (alta concentração de metais pesados), em diferentes concentrações, nas atividades microbianas de dois solos: um arenoso (NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico típico) e outro argiloso (NITOSSOLO VERMELHO Eutroférico típico). Para isso, foram avaliados, após diferentes períodos de incubação, os seguintes parâmetros microbiológicos: respiração basal (RB), C e N na biomassa microbiana, quociente metabólico (qCO_2), além dos seguintes parâmetros químicos: pH, condutividade elétrica e nitrogênio mineral. Adicionalmente, os efeitos dos bio sólidos sobre o crescimento de plantas de milho nos dois tipos de solo também foram avaliados.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Biossólidos e sua importância agrícola

Biossólido ou lodo, é um material orgânico sedimentável originado durante o tratamento biológico de águas residuárias. Sua composição química é variável, e depende da origem das águas residuárias e do processo de tratamento utilizado.

Resíduos orgânicos possuem na sua composição elementos essenciais às plantas, e sua aplicação no solo pode resultar em aumentos dos teores de macro e micronutrientes (Bevacqua & Mellano, 1994). Os altos teores de matéria orgânica, bem como a presença de macro e micronutrientes em quantidades apreciáveis, faz da utilização agrícola dos biossólidos uma alternativa para a reciclagem de nutrientes e a manutenção do teor de matéria orgânica nos solos tropicais.

Entre os macronutrientes presentes nos biossólidos, destaca-se o nitrogênio (N). Embora as concentrações de N aumentem após aplicação de biossólidos, é a relação C/N do material aplicado que vai determinar a sua disponibilidade. Altas relações C/N resultam em imobilização do N na biomassa microbiana. Baixas relações C/N resultam em aumento da disponibilidade de N na solução do solo. Nesse caso, deve ser considerado não apenas o fornecimento de N para as plantas como também o risco de poluição de aquíferos pela lixiviação de nitrato (Buchanam & Gliessman, 1991). Além do nitrogênio, os biossólidos contêm quantidades apreciáveis de P, Mg e Ca, além

de metais pesados, que, dependendo dos teores encontrados, podem inviabilizar seu uso agrícola.

Biossólidos com baixos teores de sólidos, podem conter também bactérias patogênicas, vírus e ovos ou larvas de vermes ou insetos. As quantidades de patógenos nos biossólidos definirão, em última análise, seu uso agrícola. Muitas vezes, processos adicionais de tratamento de biossólidos, como alcalinização ou pasteurização, são necessários para eliminar patógenos.

Alterações no pH do solo são comuns após a adição de biossólidos. Sabe-se que reações de precipitação de metais, formação de complexos orgânicos solúveis e insolúveis, adsorção de metais pesados a colóides do solo e presença de matéria orgânica aumentam de acordo com acréscimos no valor de pH dos solos (Smith, 1994). Dessa forma, a fitodisponibilidade de metais pesados é geralmente maior em solos ácidos.

O acúmulo de sais no solo pode ser indicado por alterações da condutividade elétrica. Quando da aplicação de resíduos em solos, geralmente ocorre elevação desse valor (Hayes et al., 1990). Se o aumento da concentração de sais for devido à presença de Na^+ pode ocorrer dispersão de argilas e obstrução de poros do solo, diminuindo sua condutividade hidráulica e a difusão de oxigênio. Em ambientes redutores, a degradação da matéria orgânica é, no geral, mais lenta. Todos esses problemas podem resultar em redução da vida útil e/ou degradação do solo receptor.

2.2 Efeito de biossólidos na microbiota dos solos

2.2.1 Atividades microbianas

Muitos dos processos que influenciam a fertilidade do solo são mediados por microrganismos que, entre outras funções fisiológicas, mineralizam resíduos orgânicos, tornando seus constituintes novamente disponíveis para planta e a própria microbiota.

Os microrganismos do solo participam da mineralização de substâncias orgânicas, tornando disponíveis nutrientes e liberando CO₂, o qual poderá ser fixado novamente por organismos litotróficos. Assim, eles são essenciais para a reciclagem dos nutrientes contidos na matéria orgânica e manutenção da qualidade do ambiente.

Ao estudar o efeito de biossólidos sobre a microbiota do solo em condições de campo é importante considerarmos também as influências de outras práticas agrícolas, tais como: cultivo intensivo, utilização de fertilizantes minerais e corretivos, aplicação de pesticidas (Dahlin et al., 1997; Kennedy & Gewin, 1997; Ananyeva et al., 1999; Bardgett & McAlister, 1999; Marchiori Jr. & Mello, 1999; Simek et al, 1999). No geral, a adição de biossólidos ao solo pode provocar um aumento das atividades microbianas (Lambais & DeSouza, 1999)

Estudos visando à utilização agrícola de biossólidos têm sido realizados principalmente com biossólidos resultantes do processo de tratamento biológico de esgotos. No momento, existe pouca informação quanto às quantidades a serem utilizadas, sem que ocorram prejuízos ambientais (Castilhos, 1997). A presença de metais pesados nos biossólidos pode ser um dos fatores determinantes da quantidade a ser aplicada aos solos.

Os microrganismos necessitam de determinados metais pesados para sua atividade metabólica, visto que muitos deles são essenciais. É evidente que baixas concentrações de metais essenciais estimulam a atividade microbiana do solo e que quantidades maiores tornam-se prejudiciais, podendo reduzir a atividade e diversidade da microbiota. A redução do crescimento microbiano e da atividade enzimática é freqüentemente relatada em solos contaminados com metais pesados. Chaney et al. (1978) verificaram reduções na taxas de respiração em solos com altos níveis de Cd e Zn. Chang & Broadbent (1981) observaram a seguinte sequência crescente da inibição da atividade da nitrogenase: Cd, Cu, Ni e Zn, e, por conseguinte, da fixação biológica do nitrogênio. O efeito dos metais pesados na atividades microbianas depende da natureza dos organismos e de suas atividades bioquímicas, do metal e das

propriedades dos solos. O Hg e As parecem ser os metais mais prejudiciais aos processos de amonificação, enquanto que o Cu reduz consideravelmente a mineralização do fosfato (Kabata-Pendias & Pendias, 1985)

Trabalhando com biossólido enriquecido com metais, em concentrações de 1 a 4 vezes maiores do que a permitida pela União Européia, e doses de 40 a 160 Mg ha⁻¹, Chander et al. (1995) encontraram incrementos de até 4,5 vezes na atividade microbiana medida pela liberação de CO₂, após 4 semanas de incubação, em solo com a dose mais elevada de biossólido. Após 64 semanas, nos solos com doses mais baixas de biossólidos enriquecidos, nenhum efeito adverso foi observado. No entanto, nos solos com doses mais elevadas de biossólidos foi observada toxicidade para a mineralização do N. Os biossólidos enriquecidos com Zn foram mais tóxico do que aqueles enriquecidos com Ni, Cu e Cd, na respectiva ordem: Zn > Ni > Cu > Cd.

2.2.2 Biomassa microbiana

A biomassa microbiana do solo pode ser definida como sendo a parte viva da matéria orgânica, com exceção das raízes e mesofauna. Essa biomassa representa cerca de 2 a 3% do C-orgânico do solo, podendo variar de acordo com as condições ambientais.

A biomassa microbiana do solo é o agente responsável pela degradação da matéria orgânica e geralmente aumenta quando resíduos orgânicos são incorporados ao solo (Brookes et al., 1986). Segundo Chander et al. (1995), a aplicação de biossólidos ao solo aumenta a biomassa microbiana em torno de 30%, quando da aplicação de 40 Mg ha⁻¹, e de 4 a 5 vezes, quando da aplicação de uma dose de 160 Mg ha⁻¹, após quatro semanas de incubação.

Para uma incubação de dois tipos de biossólidos (biossólido 1, com teores de Cd de 2 mg kg⁻¹ e biossólido 2 com teores de Cd de 815 mg kg⁻¹) e duas doses (20 e 80 Mg ha⁻¹), o aumento da biomassa microbiana de todos os tratamentos em relação à testemunha foi atribuído à incorporação de matéria

orgânica facilmente degradável. Inicialmente, o valor da biomassa microbiana das amostras tratadas com o bio sólido 2 foi menor do que a biomassa das amostras tratadas com o bio sólido 1, o que foi considerado como efeito deletério da alta concentração de Cd. Após 120 dias de incubação a biomassa microbiana dos tratamentos com maior e menor teor de Cd foi muito próxima, sugerindo a ocorrência de proliferação de bactérias adaptadas (Moreno et al., 1999).

Vidor et al, (1997), em experimento conduzido em solo podzólico vermelho-amarelo, em condições de campo, durante 33 meses, observaram que em parcelas tratadas com composto de resíduos sólidos urbanos (CRSU) houve uma tendência de aumento no número de bactérias e fungos no solo em função da quantidade de composto orgânico aplicada, superior às parcelas que receberam fertilizante mineral prontamente solúvel.

Flutuações populacionais de bactérias, em condições de campo, com depressões maiores que 90 % do total da comunidade bacteriana ocorrem freqüentemente, e podem ser causadas pelo uso de insumos, variações de temperatura, potencial de água, pH e distúrbios físicos. Quando a população se recupera num prazo de 30 dias, a flutuação pode ser considerada normal, num prazo de 30 a 60 dias, aceitável e, acima deste intervalo, pode ser considerada crítica (Domsch et al. 1983 , citados por Brookes, 1995).

2.2.3 Diversidade genética e funcional

A adição de bio sólidos aos solos proporciona um incremento na disponibilidade de substratos orgânicos, o que pode mascarar o efeito de metais na biomassa microbiana, a qual só vem a ser afetada quando ocorre a contaminação com teores de elementos traços elevados de metais, como por exemplo 1000 mg kg^{-1} de Cu ou Zn (Brookes, 1995; Dahlin et al., 1997). Entretanto, resultados de estudos ecotoxicológicos têm associado mudanças na

estrutura da comunidade microbiana dos solos com decréscimos na sua biomassa (Frostegard et al., 1993; 1996).

A análise do tamanho e da diversidade funcional da população microbiana de solo que recebeu a aplicação de biossólidos indica que embora a população microbiana tenha sua diversidade reduzida, apresenta biomassas iguais ou maiores do que as amostras tomadas como testemunha. Para altas taxas de aplicação de biossólidos (200 Mg ha⁻¹) ocorre redução da diversidade funcional da comunidade microbiana, porém, sua biomassa e a taxa de mineralização de nutrientes (N, P e S), não são afetadas ou aumentam (Banerjee et al., 1997).

A relação entre diversidade microbiana e qualidade do solo tem sido muito discutida, mas não foi ainda completamente definida. O tempo necessário para o ecossistema retornar ao seu estado inicial, após um distúrbio qualquer, define a resiliência do sistema. Quanto maior esse tempo, menor é a resiliência (Lambais & DeSouza, 1999). O conceito de resiliência do sistema é um componente importante para a preservação da qualidade do solo, um elemento chave para a sustentabilidade da agricultura. Segundo Seybold et al. (1999), os fatores que interferem nestas propriedades do sistema solo são: tipo de solo e vegetação, clima, uso da terra, escala e regime do distúrbio. Outro fator importante a ser considerado é a diversidade da população microbiana. A resposta da microbiota a elementos potencialmente tóxicos pode ser uma estratégia ecológica importante para a resiliência do sistema solo, em resposta a alterações das condições ambientais (Doelman et al., 1994; Beare et al., 1995). Em geral, solos com maiores teores de matéria orgânica apresentam maior diversidade microbiana (Øvreas & Torsvik, 1998). Seguindo este raciocínio, a adição de biossólidos pode aumentar a concentração de elementos tóxicos, mas também aumenta a capacidade de suporte do sistema pelo aumento da biodiversidade. Além disso, ocorre o incremento de outros componentes limitantes, como matéria orgânica e óxidos (Chaney et al., 1994;

Brown et al., 1998). Estes componentes podem reduzir a biodisponibilidade de elementos potencialmente tóxicos.

Segundo Macnaughton et al. (1999), a aplicação de elementos traços em concentrações tóxicas pode induzir rápidas mudanças na comunidade microbiana. No entanto, é importante salientar que estes autores utilizaram concentrações de Cd, Co e Sr de 500 mg kg⁻¹, adicionados na forma de sais e, portanto, com disponibilidade muito superior à normalmente encontrada em biossólidos.

Elementos potencialmente tóxicos podem sofrer biosorção ou serem dispersos no ambiente pela ação da biota, o que pode aumentar a resiliência do sistema (Ineson & Anderson, 1985; Ehrlich, 1997). Leita et al. (1999) correlacionaram os valores de biomassa microbiana com os teores de Cd e Ni extraídos em DTPA, mostrando a importância da microbiota para a dinâmica destes elementos.

Em extensa revisão realizada por Baath (1989), verificou-se uma grande variação nos limites de toxicidade de elementos traço para diversos processos biológicos (mineralização do carbono, transformações do nitrogênio, atividade enzimática, desenvolvimento de micorrizas, atividade microbiana, diversidade e composição de espécies).

Lambais (1997) aponta para o potencial do uso da atividade de nitrificação como indicadora da qualidade de solos degradados, por ser realizada por microrganismos específicos e muito sensíveis a variações ambientais. Juntamente com a biomassa, as transformações do N são consideradas as atividades microbianas mais sensíveis às mudanças ambientais (Brookes, 1995). Por exemplo, mudanças na estrutura da comunidade microbiana podem ser causadas por diferentes graus de tolerância ao Cu, um dos elementos de maior participação na dinâmica do N (Dahlin et al., 1997; McCarty, 1999). Dahlin et al. (1997) observaram que a população de rizóbios decresce em solos com concentrações de metais abaixo dos teores permitidos pela União Européia, após receberem aplicação de biossólidos.

No entanto, Baath (1989) alerta que mesmo processos biológicos mais sensíveis, como as transformações do N, só começam a ser afetados quando atingidas concentrações três vezes superiores aos valores máximos permitidos. De fato, Naoyama & Nagumo (1997a,b) estudando o impacto da aplicação de pesticidas em pomares com altos teores de Cu, Pb (60 a 1220 mg kg⁻¹) e As (10 a 651 mg kg⁻¹) no solo, encontraram efeitos deletérios nas atividades microbianas. Estes efeitos, mais evidentes para o Cu, não mostraram correlação significativa com os teores totais, mas sim com os teores de Cu extraíveis com HCl 0,1 mol L⁻¹ e CaCl₂ 0,1 mol L⁻¹. Estes resultados sugerem que não houve correlação com a quantidade de pesticida aplicada (valor acumulado) e sim com o teor de Cu biodisponível.

Em áreas com concentrações de As, Cr e Cu superiores a 1000 mg kg⁻¹ Bardgett et al. (1994) não observaram qualquer alteração na mineralização do N. Já, Yeates et al. (1994), em solos com concentração de 12 a 835 mg kg⁻¹ destes metais, observaram taxas de nitrificação menores nos solos mais contaminados; muito embora todo N mineral do solo tenha sido encontrado como NO₃⁻, após 14 dias de incubação. Estes autores consideraram que, em ensaios de longa duração, bactérias tolerantes ao As, Cr e Cu podem ser selecionadas. Os teores de 100 mg kg⁻¹ destes metais não causaram qualquer depressão na atividade biológica, com 400 mg kg⁻¹ houve alguma inibição e com 800 mg kg⁻¹ os processos biológicos normais foram prejudicados.

Como consequência da elevada diversidade microbiana dos solos, algumas atividades microbianas são altamente redundantes (com exceção da nitrificação). Assim, diferentes populações microbianas podem, em diferentes condições ambientais, realizar os mesmos processos bioquímicos como: mineralização do carbono e nitrogênio orgânico, aumentando a resiliência do sistema (Beare et al., 1995; Lambais & DeSouza, 1999).

Kennedy & Smith (1995) levantam a hipótese de que o sistema microbiano pode ser menos redundante do que outros sistemas, devido à alta

especialização de algumas funções bioquímicas e alertam para a necessidade de uma melhor compreensão do papel desempenhado por diferentes grupos de microrganismos no solo.

As diferenças de diversidade entre dois solos podem ocorrer somente entre as bactérias não cultiváveis (90-99% do total), indicando a importância do uso de técnicas moleculares para a avaliação de alterações na estrutura da comunidade microbiana (Øvreas & Torsvik, 1998). Estudos de longa duração, conduzidos em condições de campo, nas quais os solos são submetidos a elevadas concentrações de metais tóxicos, têm demonstrado a ocorrência de mudanças na estrutura da comunidade microbiana do solo. Decréscimos na biomassa microbiana sob condições de estresse crônico de elementos traços em concentrações tóxicas têm sido observados, mas comumente, são precedidos de mudanças na estrutura da comunidade microbiana (Giller et al., 1998).

A condução de ensaios de longa duração é essencial, já que algumas propriedades do solo mudam lentamente e por vezes são de difícil detecção (Seybold et al., 1999; McGrath & Chaudri, 1999).

As enormes disparidades entre as concentrações de metais consideradas tóxicas por inúmeros estudos, sumarizados por Baath (1989), refletem a complexidade dos fatores edáficos que interferem na interação destes elementos com a comunidade microbiana. Por exemplo, freqüentemente tem sido observado a grande influência do pH na biodisponibilidade de elementos como Zn, Mn, Fe e Cd, pelo seu grande efeito na solubilidade e na especiação química de metais (Shuman, 1977; Sims, 1978; McBride & Blasiak, 1979; Harter, 1983; Harrison, 1987; Xian & Shokohifard, 1989; Dudka & Chlopecka, 1990; Mann & Ritchie, 1993; Temminghoff et al., 1997; Wilkens et al., 1998). Marchiori (1999), estudando os agroecossistemas com plantio de hortaliças na região de Suzano (SP) em solos glei húmico tratados com composto de resíduos sólidos urbanos (CRSU), observou que embora o CRSU tivesse teores elevados de Cu (teor total extraído através de digestão nítrica

perclórica igual a 80 mg kg^{-1}) e Zn (teor total igual a 140 mg kg^{-1}), a biodisponibilidade desses metais pode ter sido limitada pelos elevados valores de pH verificados ($\text{pH} = 6,4$; Cu extraído com DTPA igual a 20 mg kg^{-1} e Zn extraído com DTPA igual a 40 mg kg^{-1}), já que, as concentrações desses elementos encontrados em plantas de alface, foram inferiores às concentrações máxima permitida.

Além do pH, outros mecanismos podem ser responsáveis pela resiliência do sistema solo. A natureza do processo pode ser física (umidecimento/secamento, por exemplo), biológica (biosorção microbiana, por exemplo) ou química (reconversão, por exemplo) (Uren, 1992; Giller et al., 1998; Seybold et al., 1999).

Os resultados da avaliação microbiológica sugerem evidências incompletas do caráter homeostático do sistema solo. Estudos iniciados por Balfour em 1930 (Balfour, 1975) e Howard (1943) já apresentavam indícios da necessidade de considerar o solo como um sistema vivo. Para isto, é importante levar em consideração que cada tipo de solo e sua forma de manejo, possui uma resiliência característica. As técnicas a serem adotadas para atingir estes objetivos deverão estar embasadas em conceitos que conciliem viabilidade econômica com adequação social e ambiental, atendendo a multifuncionalidade da agricultura (produção e qualidade de biomassa, qualidade da água, regulação de fluxos de nutrientes, dreno de carbono, conservação da biodiversidade, aspectos sócio-econômicos e culturais).

2.3 Mineralização de bio sólidos nos solos

O conteúdo de N presente em bio sólidos provenientes de ETEs faz deste material um valioso fertilizante em potencial. No entanto, os inconvenientes ambientais que podem ocorrer quando da aplicação de bio sólidos em terras agrícolas devem ser ponderados. Uma estimativa mais

acurada das taxas de mineralização é necessária para estabelecer uma utilização mais eficiente e segura de biossólidos (Cassman & Munns, 1980; Hsieh et al., 1981; Lindemann & Cardenas, 1984; Barbarika et al., 1985; Serna & Pomares, 1992).

Quando mineralizado, o N-orgânico é liberado para a solução do solo como amônio, o qual é posteriormente oxidado à nitrato. Devido à sua alta mobilidade no solo, o nitrato desloca-se com facilidade para os horizontes sub-superficiais,, podendo atingir as águas subterrâneas.

Os biossólidos provenientes de ETEs contém em média 40 mg kg⁻¹ de N, sendo que 10% deste total encontra-se na forma de nitrato e 90% na forma amoniacal (Mininni & Santori, 1987). Uma aplicação de 200 Mg ha⁻¹ pode significar um suprimento de 800 kg N ha⁻¹, o que pode exceder a capacidade de absorção das plantas presentes no agroecossistema e colocar em risco os aquíferos.

A proporção do N-orgânico mineralizado pode variar de 4 a 80%, para um período de determinação de 16 semanas (Kirchmann, 1984). Fatores como tipo de solo, taxas de aplicação, temperatura, natureza do material aplicado e práticas agrícolas, entre outros, podem afetar significativamente a taxa de mineralização do N (Ryan et al., 1973; Barbarika et al., 1985; Chae & Tabatabai, 1986; Garau et al., 1986; Steenvoorden, 1986).

Kelling et al. (1977) encontraram uma mineralização de 50% do N aplicado ao solo, estudando esse processo em condições de campo, após um período de 21 dias. Além disso, verificaram uma perda acentuada de N com taxas de aplicação superiores a 30 Mg ha⁻¹.

Epstein et al. (1978), estudando a mineralização do N-orgânico de dois biossólidos (digerido e compostado), com diferentes teores de N-total e relação C/N, em um solo argiloso, através do processo de percolação, verificaram que a mineralização líquida avaliada no início do experimento foi menor para o lodo compostado do que para o lodo digerido.

Com base na correlação entre o N potencialmente mineralizável e a constante de velocidade da reação de mineralização, foi observado que a mineralização do N-orgânico diminui com o aumento da concentração de bio sólidos no solo (Linderman et al., 1988)

Para um bio sólido digerido anaerobicamente, Lindeman & Cardenas (1984) observaram que a mineralização do N-orgânico variava de 56% a 72%, dependendo do solo utilizado e da quantidade de bio sólido adicionada.

Parker & Sommers (1983), estudando a taxa de mineralização para 24 tipos diferentes de bio sólidos, encontraram grande influência do tipo de tratamento ao qual o bio sólido foi submetido. Para um bio sólido ativado, primário, digerido anaerobicamente e compostado, foram encontradas taxas de mineralização de 40, 25, 15 e 8%, respectivamente.

Dois são os procedimentos utilizados, para determinar o N-orgânico potencialmente mineralizável em bio sólidos: 1. incubação do solo com bio sólido e lixiviação periódica do N mineralizado, com solução diluída de KCl ($0,01 \text{ mol L}^{-1}$); 2. incubação do solo com bio sólido e determinação do N mineralizado, em sub-amostras de solo coletadas periodicamente.

Parker & Sommers (1983) compararam esses dois métodos e observaram que a mineralização do N no processo sem lixiviação, foi maior. No geral, para 24 diferentes bio sólidos estudados, a mineralização do N-orgânico observada foi de 17% sem lixiviação e 16% com lixiviação; entretanto, dependendo do bio sólido, as diferenças entre os dois procedimentos foram mais acentuadas. A eliminação inicial de N-orgânico solúvel potencialmente mineralizável, no procedimento com lixiviação (> 25% do N lixiviado, em alguns casos), pode ter sido a causa das diferenças observadas. Por outro lado, o processo com lixiviação, apresentou uma melhor concordância entre os dados obtidos e ajustados, além de ser mais aproximado dos fenômenos que ocorrem em condições de campo.

A reciclagem dos nutrientes presentes nos resíduos orgânicos frescos não é completa. Perdas de N por volatilização de NH_3 ocorrem durante o

armazenamento e manuseio desses resíduos (Buijsman et al., 1987). Perdas por desnitrificação são relativamente baixas, mas podem alcançar 20-60%, em relação ao conteúdo de N inicial, durante a decomposição anaeróbica (Kirchmann, 1985).

Quando da aplicação superficial ao solo, à exceção da uréia, a perda por volatilização de NH_3 dos fertilizantes nitrogenados inorgânicos é da ordem de 10%, enquanto que as perdas observadas com fertilizantes orgânicos podem variar de 0,4 a 99% (Kirchmann, 1984). O rápido incremento no pH do solo, mudando o equilíbrio $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ pode ser a principal razão para maiores perdas de amônia dos fertilizantes orgânicos, em relação aos fertilizantes inorgânicos.

Estudos comparativos de lixiviação de N provenientes de fontes orgânicas e inorgânicas, em experimentos com duração de 1 a 3 anos, mostraram que as quantidades de N lixiviadas foram menores quando a fonte foi orgânica (Dutrhion, 1981; Jarvis et al., 1987, Wermke, 1987; Powlson et al., 1989). No entanto, em experimentos de longa duração (dezenas de anos) de conduzidos na estação experimental de Rothamsted, encontrou-se uma lixiviação de $124 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para uma aplicação de $238 \text{ kg N-orgânico ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na forma orgânica e de $25 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para uma aplicação de $144 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Powlson et al., 1989). Uma justificativa para essa diferença seria o incremento do compartimento orgânico que pode ser mineralizado quando a demanda das culturas é baixa. A ausência de sincronismo entre a formação de NO_3^- e a demanda pelas culturas pode resultar em perdas de N por lixiviação (Kirchmann, 1984). Um outro fator a ser considerado é a presença ou não de plantas invasoras.

A eficiência do uso de nutrientes ou fertilizantes é geralmente baixa, variando de 10 a 60%, dependendo da cultura, taxa de fertilização, método de cultivo, propriedades do solo, etc. (Lal & Stewart, 1994). A absorção de N pelas culturas é normalmente maior quando este é fornecido na forma de fertilizantes inorgânicos. Segundo Kirchmann (1989), o percentual de absorção em relação ao N fornecido foi de 56,0% para as fontes inorgânicas, enquanto que para

fontes orgânicas esteve na faixa de 13 a 28%. Por outro lado, o N remanescente para as fontes orgânicas foi da ordem de 60%, enquanto que para o $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ foi de 18%.

Assim, para o uso eficiente de biossólidos na agricultura, sem causar impacto ao ambiente, é necessário sincronizar a necessidade de N das culturas e a quantidade de N disponível no solo. O conhecimento do processo de mineralização de biossólidos em diferentes condições edáficas poderá fornecer os subsídios necessários para sua eficiente utilização agrícola, minimizando seu impacto ambiental.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização química e física dos biossólidos e solos utilizados nos experimentos

3.1.1 Solos

Foram utilizadas amostras de um solo de textura arenosa e um de textura argilosa, da região de Piracicaba (SP) respectivamente classificados como NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico típico e NITOSSOLO VERMELHO Eutroférico típico, doravante designado solo arenoso e argiloso respectivamente, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de solos (EMBRAPA, 1999). As amostras foram retiradas da camada de 0-20 cm de profundidade com enxada, homogeneizadas e armazenadas à temperatura ambiente até utilização. Uma subamostra de cada solo foi analisada no Departamento de Solos e Nutrição de Plantas da ESALQ/USP, conforme descrito por Raij et al. (1987). O P foi determinado por espectrofotometria, após extração com resina de troca de ânions. Cálcio e Mg foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica após extração com resina de troca de cátions. Potássio e Na foram determinados por fotometria de chama, após extração com resina de troca de cátions. O H + Al foi determinado por titulometria, após extração com acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ (pH 7,0). A análise granulométrica foi feita pelo método do densímetro (Camargo et al., 1986)

3.1.2 Biossólidos

Foram analisadas amostras compostas de cada biossólido, coletadas nas ETEs de Franca (SP) e de Barueri (SP), pertencentes à Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). Cada amostra foi constituída de 10 subamostras de volumes iguais, coletadas em pontos aleatórios das pilhas de biossólidos localizadas no pátio de cada ETE. Os biossólidos foram coletados em baldes plásticos e acondicionados em câmara fria (4°C) até o momento das análises.

As análises químicas foram realizadas de acordo com metodologias descritas por Eaton et al. (1985). O pH foi medido por potenciometria, em solução aquosa na proporção 1:1. A quantidade de água foi determinada gravimetricamente, pela umidade perdida a 65°C. C-orgânico foi determinado por titulometria com FeSO_4 1 mol L^{-1} , após digestão com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ e H_2SO_4 . N-total foi determinado, após digestão com H_2SO_4 e catalisadores, por destilação em meio alcalino e titulação com H_2SO_4 0,025 mol L^{-1} . Os teores de P, K, Ca, Mg, Mn e Fe foram determinados em extrato obtido por incineração da amostra a 550°C e retomada das cinzas com solução de HCl. A quantificação do P foi feita por espectrofotometria, utilizando-se o método da amarelo de molibdênio, K e Na foram quantificados por titulação com EDTA 0,01 mol L^{-1} . S foi quantificado por método gravimétrico, após precipitação com BaCl_2 . Mn e Fe foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica.

A determinação da concentração de Ni, Cr, Cd e Cu nos biossólidos foi feita por espectrofotometria de absorção atômica, após digestão nitroperclórica (Eaton et al., 1985). Essas análises foram realizadas no Laboratório de Química Ambiental do Departamento de Ciências Exatas da ESALQ/USP.

3.1.3 Doses

As doses de biossólido utilizadas neste trabalho foram calculadas em função da quantidade de N-mineralizável, utilizando-se uma taxa de mineralização de 20% para biossólido digerido anaerobicamente, de acordo com as normas da CETESB (1998). Supondo uma taxa de 20% de mineralização e tendo conhecimento das concentrações de formas orgânicas e inorgânicas do elemento presente no biossólido, procedeu-se o seguinte cálculo para determinação do nitrogênio disponível para aplicações superficiais do resíduo.

$$N_{\text{disp}} = (T_m/100) \times (N_{\text{total}} - N_{\text{NH}_3}) + 0,5 \times (N_{\text{NH}_3}) + (N_{\text{NO}_3^-} + N_{\text{NO}_2^-}).$$

Sendo: T_m = taxa de mineralização do N-orgânico do biossólido; N_{total} (g kg^{-1}) é o nitrogênio Kjeldahl; N_{NH_3} (g kg^{-1}) é o nitrogênio amoniacal; $N_{\text{NO}_3^-} + N_{\text{NO}_2^-}$ (g kg^{-1}) é a somatória de nitrogênio nítrico presente no resíduo no momento da aplicação.

Com isso, foi adicionando uma quantidade, via biossólido, necessária para que se tenha uma produtividade média-alta de milho ($8,0$ a $10,0 \text{ Mg ha}^{-1}$) de acordo com recomendações propostas por Raij et al. (1996). Nesse caso, a quantidade de N a ser aplicada é de 150 kg ha^{-1} . Para obter essa quantidade de N, foi necessária a aplicação do equivalente a $31,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ do biossólido da ETE-Barueri e $12,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ do biossólido da ETE-Franca. Caso as doses fossem calculadas em função da quantidade de metais pesados, respeitando o limite máximo de aplicação anual preconizado pela USEPA (1993), e adotado pela CETESB (1998), as quantidades a serem aplicadas seriam superiores às utilizadas nesse trabalho (Tabela 1). Sendo assim, o nitrogênio parece ser o fator limitante das doses a serem aplicadas em função de que possa ocorrer lixiviação de nitrato, perdas por volatilização e desnitrificação, reduzindo seu potencial como adubo nitrogenado. Logo, as doses utilizadas de biossólidos foram:

ETE-Barueri

DOSE 1 – sem adição de biossólido

DOSE 2 – 26,55 g kg⁻¹ ou 15,5 Mg ha⁻¹ (metade da dose 3)DOSE 3 – 53,10 g kg⁻¹ ou 31,0 Mg ha⁻¹ (fornecimento de 150 kg N ha⁻¹)DOSE 4 – 106,20 g kg⁻¹ ou 62,0 Mg ha⁻¹ (2 vezes a dose 3)DOSE 5 – 212,40 g kg⁻¹ ou 124,0 Mg ha⁻¹ (4 vezes a dose 3)DOSE 6 – 424,80 g kg⁻¹ ou 248,0 Mg ha⁻¹ (8 vezes a dose 3)

ETE-Franca

DOSE 1 – sem adição de biossólido

DOSE 2 – 18,60 g kg⁻¹ ou 6,0 Mg ha⁻¹ (metade da dose 3)DOSE 3 – 37,20 g kg⁻¹ ou 12,0 Mg ha⁻¹ (fornecimento de 150 kg N ha⁻¹)DOSE 4 – 74,40 g kg⁻¹ ou 24,0 Mg ha⁻¹ (2 vezes a dose 3)DOSE 5 – 148,80 g kg⁻¹ ou 48,0 Mg ha⁻¹ (4 vezes a dose 3)DOSE 6 – 297,60 g kg⁻¹ ou 96,0 Mg ha⁻¹ (8 vezes a dose 3)

Tabela 1 Critérios para aplicação de biossólidos em solos agrícolas, baseado na presença de metais pesados, adotados pela CETESB (1998).

Elemento	Concentração máxima permissível no biossólido	Taxa anual máxima de aplicação no solo	Quantidade máxima permitida de biossólidos	
			Franca	Barueri
	mg kg ⁻¹	kg ha ⁻¹	Mg ha ⁻¹	
Zn	7500	140	47,09	84,39
Ni	420	21	446,8	86,8
Cu	4300	75	392,7	154,0
Cd	85	1,9	158,1	299,4
N*	-	-	12,0**	31,0**

*Cálculado supondo uma taxa de mineralização do N orgânico de 20% e aplicação superficial

** Quantidades de biossólidos para atingir 150 kg N ha⁻¹

3.2 Impacto dos biossólidos na microbiota dos solos

Com o objetivo de se estudar o impacto dos biossólidos na microbiota dos solos, foram realizados experimentos em microcosmos. O delineamento experimental utilizado foi um esquema fatorial constituído de seis doses dos biossólidos *in natura* sendo que para o biossólido da ETE-Franca, as doses utilizadas foram (0,0; 6,0; 12,0; 24,0; 48,0; 96,0 Mg ha⁻¹) e para o biossólido da ETE-Barueri (0,0; 15,5; 31,0; 62,0; 124,0; 248,0 Mg ha⁻¹), dois solos (argiloso e arenoso) e 6 épocas de amostragem (0, 4, 8, 16, 32, 64 dias de incubação). Foram utilizadas 3 repetições por tratamento, totalizando 432 parcelas.

Cada microcosmo foi constituído de um copo plástico com volume de 500 mL (27 cm de altura e 9 cm de diâmetro na parte superior) contendo 200g de solo com as respectivas quantidades de biossólido.

Para melhor homogeneização dos biossólidos com o solo, ambos foram misturados em sacos plásticos e posteriormente transferidos para os microcosmos. Após essa cuidadosa mistura, a umidade foi corrigida com água destilada para 70% da capacidade máxima de retenção de água. Imediatamente após a adição de água, realizou-se a primeira amostragem. As demais amostragens foram realizadas com 4, 8, 16, 32 e 64 dias de incubação. A umidade dos microcosmos foi mantida em 70% da capacidade máxima de retenção, com a adição diária de água destilada.

Imediatamente após a incorporação dos biossólidos e depois de 4, 8, 16, 32 e 64 dias de incubação, subamostras de cada microcosmo foram retiradas para determinação da respiração basal (Anderson, 1982), carbono na biomassa microbiana (Vance et al., 1987), nitrogênio na biomassa microbiana (Joergensen & Brookes, 1990) , relação C/N da biomassa microbiana, quociente metabólico (qCO_2), C-orgânico no solo (Anderson & Ingram, 1993), N-NH₄⁺ no solo, N-nítrico no solo, pH em água (1:2,5; v/v) e condutividade elétrica (suspensão solo:água 1:2,5; v/v). Todos os parâmetros citados anteriormente e descritos a seguir, foram determinados nas 6 épocas de coleta.

3.2.1 Respiração Basal

A respiração basal foi determinada pela quantificação do CO_2 liberado do solo. Subamostras de 50 g de cada solo (argiloso e arenoso) foram retiradas dos microcosmos com as doses dos bio sólidos *in natura* e colocadas em frascos de 2 L, os quais foram fechados hermeticamente e incubados por 5 dias a 28°C , no escuro. O CO_2 liberado do solo foi capturado em solução de NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ e sua massa determinada por titulação do NaOH excedente com HCl $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, 5 dias após o fechamento do frasco.

3.2.2 Carbono na biomassa microbiana

O carbono na biomassa microbiana (C-biomassa) foi determinado pelo método de fumigação-extração (Vance et al., 1987). Para isso, realizou-se a extração das amostras de solo com uma solução de sulfato de potássio (K_2SO_4), após a fumigação com clorofórmio. Para cada amostra a ser analisada, foram utilizadas duas subamostras de 10 g colocadas em cadinho de vidro. A primeira subamostra foi fumigada em dessecador contendo um bequer com pérolas de vidro e clorofórmio. O clorofórmio foi evaporado com auxílio de bomba a vácuo. Após um período de 24 horas, promoveu-se a retirada do resíduo de clorofórmio do dessecador, novamente com o auxílio da bomba a vácuo. Ambas subamostras receberam então 40 mL de K_2SO_4 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ e os cadinhos foram agitados por um período de 30 minutos em agitador horizontal. A suspensão resultante foi então filtrada em papel de filtro Whatman número 42.

O carbono orgânico dos extratos foi determinado por digestão com dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), ácido sulfúrico concentrado e ácido fosfórico em banho-maria por uma hora. Após resfriado, o excesso de dicromato foi titulado com sulfato ferroso de amônio, utilizando-se difenilamina sulfonato de bário como indicador. O cálculo da biomassa microbiana do carbono foi

efetuado através da subtração dos valores de carbono da amostra fumigada e não fumigada e a diferença dividida pelo fator (K_{EC}) igual a 0,33.

3.2.3 Nitrogênio na biomassa microbiana

A determinação do N na biomassa microbiana (N-biomassa) foi feita por espectrofotometria, com base na reação positiva à ninidrina de constituintes nitrogenados (proteínas, peptídeos e essencialmente aminoácidos e amônio) solúveis em extratos de K_2SO_4 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (Joergensen & Brookes, 1990) e liberados durante a fumigação. Para essa determinação foi utilizado o seguinte procedimento:

- Soluções Padrões de Leucina ($C_6H_{13}NO_2$) e $(NH_4)_2SO_4$ 0-2000 μm foram separadamente preparadas em $0,5 \text{ M } K_2SO_4$.
- Foram adicionadas a tubos de ensaio de 20 mL , 0,3 mL da solução padrão de N e o extrato de K_2SO_4 , 0,7 mL de tampão ácido cítrico, 0,5 ml do reagente ninhidrin foram adicionados lentamente em capela.
- Imediatamente os tubos foram colocados em banho-maria por 25 minutos a 100°C .
- Após esfriadas em temperatura ambiente, foram adicionados 2mL de água/etanol (1:1).
- As soluções foram completamente misturadas e a leitura foi realizada em espectrofotômetro de microplacas(BioRad) onde a absorbância foi medida a 550nm.

A 0,3 mL do extrato em K_2SO_4 foram adicionados 0,7 mL de tampão citrato, 0,5 mL do reagente ninhidrin (o qual foi preparado em balão volumétrico de 100 mL. Foram adicionados 2 g de ninhydrin, 0,3 g de hydrindantin dissolvidos em 75 mL de dimethylsulphoxide (DMSO) e 25 mL de tampão acetato de lítio. Esse reagente foi preparado no dia em que foram realizadas as determinações, em capela e no escuro, pelo menos 3 horas antes do início das

análises). A solução foi aquecida a 100°C por 25 min., em banho-maria. Após resfriada à temperatura ambiente, foram adicionados 2 mL de etanol 50%. A solução foi completamente homogeneizada e a absorbância à 550nm determinada em espectrofotometro de microplacas (BioRad).

As concentrações de N foram determinadas por interpolação utilizando-se a curva padrão de leucina (0-2000 µm N)

3.2.4 Relação C/N da biomassa microbiana

Os valores da relação C/N na biomassa microbiana, foram obtidos através da divisão dos valores de C-biomassa pelos valores de N-biomassa.

3.2.5 Quociente metabólico

O quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) foi determinado através da relação entre a quantidade de carbono liberado na forma de CO_2 (RB) e a quantidade de C-biomassa (Anderson & Domsch, 1977). Sendo:

$$q\text{CO}_2 = (\text{RB})/\text{C-biomassa}$$

Os valores foram expressos em $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ h}^{-1} \times \mu\text{g}^{-1} \text{ C-biomassa}$.

3.3 Mineralização dos bio sólidos nos solos

3.3.1 Carbono

Foram retirados 10g da mistura solo+biossólido de cada microcosmo e colocados para secar em estufa à 160°C. Para avaliação da carga orgânica adicionada aos solos via biossólidos, utilizou-se como parâmetros, os teores de carbono-orgânico apresentados pelos solos no decorrer do período estudado. O C-orgânico foi determinado pela sua oxidação em solução 1,0 mol L⁻¹ de dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) em meio ácido (H_2SO_4) concentrado, seguida

de titulação com solução padronizada de sulfato ferroso amoniacal $[\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2]$, segundo metodologia proposta por Anderson & Ingram (1993).

3.3.2 Nitrogênio

Subamostras de 4 g da mistura (solo+biossólido) de cada microcosmo foram retiradas e utilizadas para determinação da concentração de N-NH_4^+ e N-nítrico ($\text{N-NO}_3^- + \text{NO}_2^-$). A extração foi feita em KCl 2M (4 g de terra em 40 ml de solução) sob agitação por 1 hora à temperatura ambiente. A concentração de N-NH_4^+ foi determinada por condutividade elétrica em sistema de injeção em fluxo (FIA, Flow Injection Analysis). Para a determinação de N-NH_4^+ , o procedimento é baseado na sua conversão para N-NH_3 livre após alcalinização da amostra com solução $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ de NaOH. O NH_3 difunde-se através de uma membrana de polipropileno para uma solução indicadora (púrpura de bromocresol), formando um composto colorido, que reflete a concentração de N-NH_4^+ presente nas amostras. A concentração de N-nítrico ($\text{N-NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) foi determinada por espectrofotometria em sistema de injeção em fluxo, após reação com reagente de Griess modificado. O procedimento para determinação de N-nítrico, que segue em linhas gerais o método proposto por Giné-Rosias (1979), é baseado na redução do N-NO_3^- a N-NO_2^- através de uma coluna de Cd° . Os íons NO_2^- formam com sulfanilamida, em meio ácido, um composto chamado diazônio. Este composto combinado com N-(1-naphtyl) ethylenodiamina dicloridrato forma um composto de coloração vermelho/violeta. A intensidade da cor é diretamente proporcional à concentração de N-nítrico na amostra. A utilização desse método justificou-se pela alta sensibilidade e pelo reduzido volume gasto de amostra, além da grande quantidade de amostras a serem analisadas nesse trabalho.

A estimativa do nitrogênio mineralizável foi realizada assumindo-se que a mineralização segue uma cinética de primeira ordem, conforme proposto por Smith et al. (1980), descrita como:

$$N_m = N_0 - N_0 \cdot e^{-kt}$$

onde: N_m é o nitrogênio total mineralizado no tempo t , N_0 é o nitrogênio potencialmente mineralizável, k é a taxa de mineralização do nitrogênio e t é o tempo.

Os dados de mineralização foram analisados utilizando-se o sistema de análise de regressão não linear do programa SIGMA PLOT.

3.3.3 pH em água

Foram adicionados 25 mL de água destilada em 10 g de terra fina seca ao ar e agitados em agitador com movimento orbital por um período de 10 minutos (Brasil, 1983).

Após um período de repouso, a leitura do valor do pH foi realizada com auxílio de pH-metro CG 841 Schott, com lavagem do eletrodo com água destilada entre as leituras.

3.3.4 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica das amostras foi avaliada na mesma suspensão obtida para determinação do valor do pH, utilizando-se condutivímetro Tecnopon CA 150.

3.4 Efeito dos bioossólidos no crescimento de plantas de milho

As quantidades equivalentes às doses 0,0, 18,6, 37,2, 74,4, 148,8 e 297,6 g kg⁻¹ do bioossólido da ETE-Franca e 0,0, 26,55, 53,1, 106,2, 212,4 e 424,8 g kg⁻¹ do bioossólido da ETE-Barueri, foram incorporadas a 3 kg dos dois solos utilizados e colocadas em vasos plásticos. Essa mistura foi incubada por 60 dias em condições de casa-de-vegetação. Foram utilizados dois tratamentos controle: sem lodo e sem insumos, e sem lodo e com calagem e NPK. A calagem foi feita com calcário dolomítico (PRNT 130%) para elevar a saturação em bases do solo para 70%. Para a adubação foi utilizado 100 mg N kg⁻¹ solo, como sulfato de amônio, 100 mg K kg⁻¹ solo, como nitrato de potássio, 100 mg P kg⁻¹ solo, como super fosfato simples e 1,99 g de calcário kg⁻¹ de solo, apenas nos vasos com solo arenoso.

As sementes de milho Dina 766 (Dina Milho, SP) foram desinfestadas superficialmente com solução de hipoclorito de sódio comercial (1:2, v/v) por 5 minutos e lavadas com água destilada e esterilizada. Foram utilizadas quatro sementes por vaso. Dez dias após a emergência foi feito um desbaste, deixando-se 2 plantas por vaso. As plantas foram cultivadas em casa de vegetação por 8 semanas. A umidade foi mantida em aproximadamente 80 % da capacidade máxima de retenção de água no solo, através de regas, de acordo com a necessidade. Na colheita, as partes aéreas e raízes foram separadas e secas a 60°C para determinação do material seco da parte aérea e sistema radicular, respectivamente.

3.5 Forma de análise dos dados

As análises estatísticas de cada variável foram realizadas separadamente para cada solo e bioossólido utilizados. Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) para verificar os possíveis efeitos das doses de bioossólidos e tempo de incubação sobre as variáveis estudadas.

Quando ocorreu efeito significativo de pelo menos um dos fatores estudados, foi aplicado teste para comparação das médias (Tuckey, $p=0,05$).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização química e física dos solos e bio sólidos utilizados

4.1.1 Solos

As características químicas e físicas dos solos podem ser vistas nas Tabelas 2 e 3, respectivamente.

Os dois solos apresentam concentrações de matéria orgânica semelhantes. No entanto, a CTC do solo argiloso é aproximadamente duas vezes maior do que a do solo arenoso (Tabela 2), enquanto que o teor argila total é aproximadamente 4 vezes maior (Tabela 3).

Tabela 2. Características químicas das amostras de solo utilizadas

Atributos avaliados	Solo arenoso	Solo argiloso
pH (CaCl ₂)	3,5	5,4
Matéria orgânica (g dm ⁻³)	14	19
P resina (mg dm ⁻³)	3,0	23
K (mmol _c dm ⁻³)	0,4	6,4
Ca (mmol _c dm ⁻³)	1	57
Mg (mmol _c dm ⁻³)	1	12
H + Al (mmol _c dm ⁻³)	31	52
SB (g dm ⁻³)	7	40
CTC (mmol _c dm ⁻³)	54,4	101,7
V%	4	70

Tabela 3 Composição granulométrica das amostras de solo utilizadas(%)

Parâmetros avaliados	Solo Arenoso	Solo Argiloso
Areia muito grossa (1-2mm)	1	1
Areia grossa (0,5-1mm)	5	1
Areia média (0,25-0,5mm)	26	5
Areia fina (0,1-0,25 mm)	46	15
Areia muito fina(0,05-0,1 mm)	4	4
Areia total (0,05-2 mm)	82	26
Silte (0,002-0,05 mm)	4	16
Argila dispersa em água (<0,002 mm)	6	43
Argila total (<0,002 mm)	14	58

4.1.2 Biossólidos

As características químicas dos biossólidos são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 Caracterização química dos biossólidos utilizados. Resultados expressos com base no material seco a 65°C

Parâmetros avaliados	Franca	Barueri
pH (água)	7,8	10,8
Umidade 65°C (g kg ⁻¹)	833,6	706,2
Matéria orgânica total (g kg ⁻¹)	746,0	380,9
Resíduo mineral total (g kg ⁻¹)	254,0	610,1
Nitrogênio total (g kg ⁻¹)	56,5	22,5
Relação C/N	7/1	10/1
P total	29,8	44,3
K total	1,3	1,5
Ca total	14,0	150,03
Mg total	1,9	3,4
S (g kg ⁻¹)	4,4	8,3
Cu (mg kg ⁻¹)	191	487
Mn (mg kg ⁻¹)	30	61
Zn(mg kg ⁻¹)	2973	1659
Cr(mg kg ⁻¹)	949	501
Ni(mg kg ⁻¹)	47	242
Cd(mg kg ⁻¹)	< 0,1	< 0,1
Fe (mg kg ⁻¹)	3783	10191
Na (mg kg ⁻¹)	100	248

Pode-se observar que o biossólido proveniente da ETE-Barueri possui concentrações mais elevadas de P, Ca, Mg, S, Cu, Mn, Zn, N, Fe e Na do que o biossólido proveniente da ETE-Franca. Já as concentrações de N, Zn e Cr foram maiores no biossólido da ETE-Franca.

4.2 Impacto dos bioossólidos na microbiota dos solos

4.2.1 Respiração Basal

No geral, a RB, avaliada pela liberação de CO₂, foi maior quanto maior a dose de bioossólido (Figuras 1 e 2), em relação aos controles sem bioossólidos, independentemente do tipo de solo e da origem do material adicionado. Os maiores incrementos de RB foram observados imediatamente após a adição dos bioossólidos aos solos, com exceção do tratamento com a maior dose de bioossólido da ETE-Barueri (Figura 1). Esse fato pode ter ocorrido devido à um efeito tóxico transiente, causado por alguma espécie química presente em concentração elevada no bioossólido da ETE-Barueri. A RB máxima foi observada após 4-8 dias de incubação, provavelmente após uma adaptação da comunidade microbiana às novas condições do solo. Nos tratamentos onde foi adicionado o bioossólido da ETE- Barueri, tanto para o solo arenoso como para o argiloso, a RB foi maior quanto maior a dose do resíduo aplicada e diferente durante todo período de incubação (Figuras 1 e 2).

Nos tratamentos com bioossólidos, a RB diminuiu significativamente com o aumento do tempo de incubação. Mas, no geral, permaneceu maior do que nos controles sem bioossólidos, até 64 dias de incubação. Esse tipo de comportamento é geralmente observado quando se adiciona matéria orgânica ao solo (Brookes, 1995).

No solo argiloso a RB após a aplicação de 6,0 Mg ha⁻¹ de bioossólido da ETE-Franca, não diferiu daquela observada no solo com 12,0 Mg ha⁻¹ de bioossólido. Nos tratamentos com doses mais elevadas de bioossólidos da ETE-Franca, alterações significativas da RB foram observadas (Figura 1B). Para os mesmos tratamentos, a RB foi superior ao controle sem bioossólido para todos os períodos de incubação, com exceção de 32 e 64 dias, quando as atividades microbianas não diferiram estatisticamente.

Para o solo arenoso, o mesmo comportamento foi observado após a adição de biossólido da ETE-Franca (Figura 1A); no entanto, a RB foi diferente durante todo período de incubação.

Embora estatisticamente a RB não tenha sido afetada de forma negativa, Leita et al. (1995) dizem que a atividade microbiana avaliada através da produção de CO_2 pode ser elevada nos solos que estão contaminados, como consequência do maior consumo de energia necessária para que os microrganismos continuem garantindo a sobrevivência. Com isso, o simples fato de se observar o aumento da atividade microbiana após a adição de matéria orgânica no solo, via biossólidos, não deve ser utilizado como indicador de impactos sobre a microbiota. A rápida mineralização ou ciclagem desse material pelos microrganismos do solo é um indicativo de ocorrência de rápida redução na quantidade de matéria orgânica no solo, o que pode vir a tornar os elementos potencialmente tóxicos, tais como os metais pesados, mais disponíveis, aumentando assim a absorção pelas plantas e pelos microrganismos.

A RB, medida pela liberação de CO_2 , foi semelhante para os dois solos e biossólidos utilizados. Com isso, a diminuição dos valores de pH do solo observada após aplicação do biossólido da ETE-Franca (Figura 10), parece não ter afetado essa atividade microbiana. Nesse caso, muitos microrganismos quimiorganotróficos são capazes de realizar a mineralização do C-orgânico, tanto em diferentes condições ambientais. No geral, como pode ser visto nas Figuras 1 e 2, o efeito da adição dos biossólidos aos solos, parece ter sido transiente. A liberação de CO_2 foi maior nos primeiros 16 dias de incubação e decresceu posteriormente. Miller (1974) e Terry et al. (1979a), avaliando a degradação de biossólidos, com doses variando de 22-224 Mg ha^{-1} , em condições de laboratório, encontraram taxas de degradação máximas de 20-40%, e afirmaram que, embora haja uma degradação inicial rápida, uma parte da matéria orgânica dos biossólidos parece ser racalcitrante à decomposição.

Figura 1 Variação da respiração basal (RB) nos solos arenoso (A) e argiloso (B) que receberam biossólido da ETE-Barueri. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 15,5 ; dose 3: 31,0 ; dose 4: 62,0 ; dose 5: 124,0 ; dose 6: 248,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Figura 2 Variação da respiração basal (RB) nos solos arenoso (A) e argiloso (B) que receberam biossólido da ETE-Franca. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 6,0; dose 3: 12,0; dose 4: 24,0; dose 5: 48,0; dose 6: 96,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

4.2.2 Carbono na biomassa microbiana

O C-biomassa aumentou imediatamente após a aplicação dos bio sólidos nos solos, e esse incremento foi independente do tipo de bio sólido e do solo (Figuras 3 e 4).

Como pode ser observado nas Figuras 3 e 4, o C-biomassa diminuiu significativamente aos 8 dias de incubação em todos os tratamentos, incluindo os controles sem bio sólidos. Essa diminuição na biomassa foi transiente, e após 16 dias de incubação o C-biomassa atingiu valores similares aos observados no início do experimento (Tempo 0). A partir de 16 dias de incubação, o C-biomassa diminuiu linearmente com o tempo. Esse decréscimo foi observado tanto nos tratamentos que receberam bio sólidos como nos controles sem bio sólidos. Essa oscilação e comportamento cíclico nos valores de C-biomassa pode ser resultado da reciclagem interna da biomassa microbiana do solo (Lambais, dados não publicados). Nesse mesmo período, os tratamentos que receberam as três maiores doses de bio sólidos apresentaram as maiores quantidades de C-biomassa.

Em solo arenoso com altas doses de bio sólidos, o C-biomassa foi significativamente maior do que nos controles sem bio sólidos, independente da origem dos bio sólidos. Já em solo argiloso, decréscimos significativos do C-biomassa foram observados nos tratamentos com as doses mais elevadas de bio sólidos tanto da ETE-Barueri quanto da ETE-Franca, em relação aos controles sem bio sólidos. (Figuras 3A e 4A).

O aumento imediato da biomassa microbiana do solos, para todas as doses utilizadas, após a aplicação dos bio sólidos, mostrou que, aparentemente, não houve efeito inibitório de espécies químicas tóxicas, constituintes dos materiais orgânicos adicionados. Brookes & McGrath (1984) verificaram grande diminuição na biomassa microbiana do solo que continha grandes quantidades de elementos potencialmente tóxicos, como metais pesados, e atribuíram essa diminuição a um possível efeito tóxico desses

elementos. No entanto, os resultados deste trabalho são semelhantes aos de Fließbach et al. (1994) e Dhalin et al. (1997), os quais observaram que os efeitos negativos para a biomassa microbiana só apareciam após a aplicação de mais de 10^3 mg kg^{-1} de Cu ou Zn, por exemplo. Logo, estes resultados dão subsídios para que haja utilização sem restrições de biossólidos, quando avaliada apenas essa variável, pois, como pode ser visto nas Figuras 3 e 4, ao final do experimento, o C-biomassa microbiana em praticamente todos os tratamentos é igual ao controle sem biossólido. Essa observação, no entanto, não exclui a possibilidade de alterações na estrutura da comunidade microbiana pela seleção de microrganismos tolerantes a determinadas substâncias ou elementos tóxicos.

Figura 3 Carbono orgânico na biomassa microbiana nos solos arenoso **(A)** e argiloso **(B)** que receberam bio-sólido da ETE-Barueri. Dose 1: sem adição de bio-sólido; dose 2: 15,5 ; dose 3: 31,0 t; dose 4: 62,0; dose 5: 124,0; dose 6: 248,0 Mg ha⁻¹ de bio-sólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Figura 4 Carbono orgânico na biomassa microbiana nos solos arenoso **(A)** e argiloso **(B)** que receberam biossólido da ETE-Franca. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 6,0; dose 3: 12,0; dose 4: 24,0; dose 5: 48,0; dose 6: 96,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

4.2.3 Nitrogênio na biomassa microbiana

As quantidades de N-biomassa tiveram um comportamento semelhante ao obtido para o C-biomassa (Figuras 5 e 6). Maiores valores foram encontrados nos 8 primeiros dias após a incorporação dos bio sólidos aos solos. Para o bio sólido da ETE-Franca, o maior incremento foi encontrado no solo arenoso, na maior dose aos 18 dias de incubação, onde o conteúdo de N-biomassa foi significativamente maior do que nos demais tratamentos (Figura 6A). As demais doses incorporadas não causaram alterações significativas do N-biomassa, em nenhum dos períodos de incubação. No solo argiloso, apenas a dose 6 teve efeito significativo no N-biomassa depois de 4 e 8 dias de incubação. Para a dose 5, o N-biomassa foi significativamente maior com 8 dias de incubação, do que nos demais tempos de incubação.

Embora as quantidades de N-biomassa nos tratamentos que receberam o bio sólido da ETE-Barueri tenham sido inferiores aos valores obtidos para os tratamentos com bio sólidos da ETE-Franca, o comportamento cíclico observado tanto na Figura 5 quanto na Figura 6, é indicativo da existência de maior ciclagem da biomassa microbiana. Para todos os tratamentos não houve efeito das doses a partir dos 32 dias de incubação, sugerindo que o acúmulo de N pelos microrganismos do solo, diminuiu com a aplicação do bio sólido da ETE-Franca após 16 dias de incubação, independente da dose aplicada. Esse fato pode ser atribuído à diminuição da atividade e da biomassa microbiana após 32 dias de incubação (Figuras 3 e 4).

Para melhor avaliar o impacto da aplicação dos bio sólidos nos solos, foi calculada a relação C/N da biomassa microbiana (Tabelas 5 e 6). De acordo com Wardle (1992), uma alta relação C/N da biomassa microbiana pode ser um indicativo de condições de estresse.

Figura 5 Nitrogênio na biomassa microbiana nos solos arenoso **(A)** e argiloso **(B)** que receberam biossólido da ETE-Barueri. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 15,5; dose 3: 31,0; dose 4: 62,0; dose 5: 124,0 ; dose 6: 248,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Figura 6 Nitrogênio na biomassa microbiana nos solos arenoso **(A)** e argiloso **(B)** que receberam biossólido da ETE-Franca. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 6,0; dose 3: 12,0; dose 4: 24,0; dose 5: 48,0; dose 6: 96,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Tabela 5 Relação C/N da biomassa microbiana dos solos que receberam biossólido da ETE-Franca

Dose	Solo arenoso						Solo argiloso					
	0	4	8	16	32	64	0	4	8	16	32	64
	Dias											
0	8,9	7,2	9,1	3,1	10,5	4,1	4,59	8,2	9,2	33,1	3,7	4,2
1	5,9	17,9	6,5	5,3	12,5	4,2	17,8	25,9	0,86	9,0	25,6	175
2	21,4	12,1	3,1	39,5	2,9	2,6	13,1	23,4	2,9	17,1	45,0	124
3	6,8	6,2	1,3	3,8	27,2	39,5	10,2	6,7	3,0	2,4	1,8	86,7
4	7,6	8,8	0,4	6,7	77,1	4,0	3,1	12,6	0,4	4,2	68,2	8,5
5	1,5	5,8	0,1	0,9	4,8	2,5	2,3	1,5	0,3	2,2	116	28,3

Tabela 6 Relação C/N da biomassa microbiana dos solos que receberam biossólido da ETE-Barueri

Dose	Solo arenoso						Solo argiloso					
	0	4	8	16	32	64	0	4	8	16	32	64
	Dias											
0	7,2	36,2	15,7	45,6	93,7	2,0	10,2	9,22	4,83	17,9	60,2	101
1	16,2	2,52	15,5	6,0	66,1	19,2	4,1	25,3	4,1	8,5	20,6	27,8
2	18,2	12,4	20,8	11,8	89,3	85,5	2,8	19,0	3,1	29,5	111	83,9
3	24,3	11,0	1,92	5,9	62,4	32,4	2,5	8,2	19,2	2,3	73	114
4	26,1	10,2	1,8	9,9	2,9	48,1	9,15	11,5	0,8	2,5	23,4	32,6
5	3,5	4,7	0,2	2,86	2,92	17,0	0,7	4,2	0,4	1,0	3,9	3,3

A variação da relação C/N da biomassa microbiana (Tabelas 5 e 6) não apresenta relação direta com o tempo de incubação nem com a dose de bio sólido aplicada. Essa variação observada sugere a ocorrência de sucessão na comunidade microbiana, de acordo com maior ou menor especificidade na decomposição de diferentes formas de matéria orgânica. No entanto, para melhor avaliar esses resultados, seria necessária uma análise mais específica para determinar alterações na estrutura da comunidade microbiana diante do processo de decomposição de bio sólidos.

4.2.4 Quociente metabólico (qCO_2)

O qCO_2 , no geral, foi maior nos solos com doses mais elevadas de bio sólidos, mas tendeu a diminuir com o aumento do período de incubação, não diferindo dos controles sem bio sólidos após 64 dias de incubação (Figuras 7 e 8). Em solo arenoso com 31 Mg ha^{-1} de bio sólidos da ETE-Barueri, o qCO_2 foi mais elevado aos 4 dias de incubação do que nos demais períodos. Esse aumento pode ter sido ocasionado por algum fator estressante presente somente nessas amostras. Valores de qCO_2 próximos aos observados nos controles sem bio sólidos foram observados a partir dos 16 dias de incubação para todos os tratamentos (Figuras 7 e 8).

Segundo Anderson & Domsch (1985) e Anderson & Domsch (1990), o qCO_2 aumenta com o distúrbio causado ao solo, e pode ser usado como indicador de qualidade de solos. Com isso, à medida que uma determinada biomassa microbiana se torna mais eficiente, menos C é perdido na forma de CO_2 pela respiração e maior quantidade de C seria incorporada na biomassa microbiana.

Os valores de qCO_2 obtidos nesse trabalho são muito superiores aos encontrados na literatura. Anderson & Domsch (1977) e Wardle & Ghani (1995), trabalhando com ecossistemas florestais, encontraram valores de qCO_2 entre $0,2$ e $2,5 \mu\text{g C-CO}_2 \text{ h}^{-1} \times \mu\text{g}^{-1} \text{ C-biomassa}$. Essa diferença provavelmente

ocorreu pois neste trabalho houve adição de doses elevadas de biossólidos e os experimentos foram realizados em microcosmos, uma situação muito diferente daquela observada em ecossistemas mais estáveis. Wardle & Ghani (1995) dizem que o qCO_2 confunde os efeitos de estresse (que pode ser ocasionado por valores baixos de pH e baixa quantidade de nutrientes) com efeitos de distúrbios (que podem ocorrer devido à variações ambientais). Além disso, muitos são os fatores que podem afetar o qCO_2 . O uso de fertilizantes pode tanto aumentar como diminuir o qCO_2 , sendo esse fato de grande importância, dificultando a utilização de qCO_2 como indicador de qualidade de solo em ecossistemas muito perturbados (Wardle & Ghani, 1995). Logo, são necessários mais estudos para definir a relação do qCO_2 com o estresse causado pela adição de biossólidos aos solos, tanto em condições de laboratório quanto de campo.

Com os resultados obtidos nestes experimentos (Figuras 7 e 8), e considerando o trabalho de Anderson & Domsch (1985), até 16 dias de incubação, principalmente em solos com doses elevadas de biossólidos, a microbiota está sob condições de estresse. Dessa forma, é possível considerar essa biomassa microbiana como sendo “ineficiente”. Já após os 16 dias de incubação, o qCO_2 , para praticamente todos os tratamentos, diminuiu, atingindo valores semelhantes aos valores dos controles sem biossólidos, indicando uma maior eficiência da biomassa microbiana e refletindo-se em situações menos estressantes.

Figura 7 Quociente metabólico (qCO_2) nos solos arenoso (A) e argiloso (B) que receberam biossólido da ETE-Barueri. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 15,5; dose 3: 31,0; dose 4: 62,0; dose 5: 124,0; dose 6: 248,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Figura 8 Quociente metabólico (qCO_2) nos solos arenoso **(A)** e argiloso **(B)** que receberam biossólido da ETE-Franca. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 6,0; dose 3: 12,0; dose 4: 24,0; dose 5: 48,0; dose 6: 96,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

4.3 Mineralização dos bioossólidos nos solos

4.3.1 Carbono

O carbono orgânico remanescente nos solos, após aplicação dos bioossólidos, aumentou com a dose de bioossólido aplicada (Figuras 9 e 10). Os valores de C-orgânico no solo foram significativamente diferentes para todas as doses, quando comparadas com o C-orgânico no controle sem bioossólidos. Entre as doses 3 e 4 de bioossólidos da ETE-Barueri não houve diferença significativa nos teores de C remanescente no solo. Ao longo do período de incubação, os teores de C-orgânico nos solos com bioossólidos diminuíram; somente aos 64 dias de incubação é que a quantidade de C-orgânico, no solo argiloso, foi significativamente menor do que nos demais períodos de incubação (Figuras 9B e 10B).

Através dos resultados obtidos, foi possível verificar que a concentração de C-orgânico nos solos que receberam bioossólidos praticamente iguala-se a dos controles sem bioossólidos 64 dias após a aplicação, sugerindo que a mineralização do C-orgânico dos resíduos se completou. Ao contrário do observado nestes experimentos, Epstein et al. (1976) observaram acréscimos nos teores de C-orgânico no solo, após a aplicação de bioossólidos. Através de fracionamento, eles verificaram que, aproximadamente 11% desse carbono estava na forma de carboidratos e 12% de graxas e óleos, enquanto que nos solos sem bioossólidos essas frações eram 19,0 e 1,7 %, respectivamente. Esses resultados mostram que aplicações sucessivas e não controladas desse resíduo, podem aumentar a quantidade de substâncias recalcitrantes no solo, como graxas e óleos. No entanto, Oliveira (2000) afirma que em regiões tropicais, devido à elevada temperatura, os resíduos podem apresentar maiores taxas de degradação e portanto, apenas efeitos temporários sobre a variável em questão. Ainda esse autor sugere que, em condições de clima tropical, a taxa e a frequência de aplicação de bioossólidos devem ser melhor considerados.)

Figura 9 Carbono orgânico remanescente nos solos arenoso (A) e argiloso (B) que receberam biossólido da ETE-Barueri. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 15,5; dose 3: 31,0; dose 4: 62,0; dose 5: 124,0; dose 6: 248,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Figura 10 Carbono orgânico remanescente nos solos arenoso (A) e argiloso (B) que receberam biossólido da ETE-Franca. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 6,0; dose 3: 12,0; dose 4: 24,0; dose 5: 48,0; dose 6: 96,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

4.3.2 Nitrogênio

Biossólido da ETE-Barueri

Na análise prévia do biossólido da ETE-Barueri pôde-se observar que praticamente todo o nitrogênio estava na forma orgânica ($N_{\text{orgânico}} = 20,03 \text{ mg kg}^{-1}$ biossólido e $N_{\text{mineral}} = 0,81 \text{ mg kg}^{-1}$ biossólido). Na primeira determinação, imediatamente após a incorporação do biossólido às amostras de terra, a quantidade de N_{mineral} também foi muito baixa, conforme apresentado nas Figuras 11, 12 e 13. Após 4 dias de incubação, praticamente todo o N_{mineral} encontrado estava na forma amoniacal (Figura 11). As quantidades de $N\text{-NH}_4^+$ foram significativamente maiores quanto maior a dose de biossólido adicionada. Para o solo arenoso, no caso das doses mais elevadas (124 e 248 Mg ha^{-1}) o tempo de incubação foi insuficiente para a total oxidação do NH_4^+ , o que pode ter sido provocado pelos valores de pH observados no solo arenoso. Isso pode ter ocorrido porque o pH é um dos principais fatores a atuar sobre a microbiota do solo, principalmente, sobre as bactérias nitrificadoras, mais sensíveis e exigentes, cujo pH ideal encontra-se entre 6,5-7,5. Segundo Campbell (1978), as taxas de nitrificação em solos ácidos são baixas, aumentando com a elevação do pH. Além de afetar diretamente a estrutura da comunidade microbiana do meio, o pH controla a solubilidade dos nutrientes, e ao disponibilizá-los estimula a microbiota aumentando por conseguinte, a mineralização do N do solo.

Ainda no solo arenoso, a quantidade de N_{mineral} aos 64 dias aumentou com a dose aplicada, e foi superior aos teores encontrados para o solo argiloso. Kretzschmar (1992), citado por Jahnel (1999), também encontrou maior concentração de N_{mineral} em solos arenosos concluindo que esses solos possuem maior aeração e apresentam rápida mineralização de substâncias orgânicas, baixa capacidade de adsorção o que pode resultar em perdas por lixiviação e mesmo excesso de nutrientes para as plantas, quando da aplicação de doses elevadas.

Para o solo argiloso, as quantidades de NH_4^+ aos 64 dias de incubação, em todos os tratamentos, foram reduzidas (Figura 11) e o principal responsável parece ter sido o processo de nitrificação evidenciado pelo aumento da concentração de N-nítrico no solo (Figura 12).

No solo argiloso aumentos na concentração de $\text{N}_{\text{nítrico}}$ foram observados na determinação realizada após 16 dias de incubação. Os aumentos na concentração de N-nítrico relacionaram-se com as doses de biossólidos aplicadas aos solos. No solo arenoso, o mesmo só ocorreu aos 32 dias. Nesse mesmo período, a concentração de N-nítrico no solo com 124 Mg ha^{-1} do que na dose de 248 Mg ha^{-1} , o que pode ter sido provocado por inibição do processo de nitrificação pelo NH_4^+ (Smith et al., 1998a).

Figura 11 Concentração de N-amoniaco nos solos arenoso **(A)** e argiloso **(B)** que receberam biossólido da ETE-Barueri. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 15,5 ; dose 3: 31,0; dose 4: 62,0; dose 5: 124,0; dose 6: 248,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Figura 12 Concentração de N-nítrico ($\text{N-NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) nos solos arenoso **(A)** e argiloso **(B)** que receberam biossólido da ETE-Barueri. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 15,5; dose 3: 31,0; dose 4: 62,0; dose 5: 124,0; dose 6: 248,0 Mg ha^{-1} de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Figura 13 Concentração de N-mineral (N-nítrico + N-amoniacal) nos solos arenoso (A) e argiloso (B) que receberam biossólido da ETE-Barueri. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 15,5; dose 3: 31,0; dose 4: 62,0 ; dose 5: 124,0; dose 6: 248,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Biossólido da ETE-Franca

Na análise do biossólido da ETE-Franca, também foram encontrados valores altos de N ($N_{\text{orgânico}} = 53,25 \text{ g kg}^{-1}$ e $N_{\text{mineral}} = 1,37 \text{ g kg}^{-1}$). Na primeira determinação realizada, a quantidade de N_{mineral} também foi muito baixa, conforme pode ser observado nas Figuras 14, 15, e 16. Após 4 dias do início da incubação, quase todo o N_{mineral} encontrado estava na forma amoniacal (Figuras 14 e 15). As quantidades de N-NH_4^+ foram significativamente maiores nos solos com as maiores dose de biossólido. Para o solo arenoso, após 64 dias de incubação, todas as amostras com biossólidos apresentaram teores de N-NH_4^+ significativamente superiores aos do controle sem biossólido (Figura 14). Para o solo argiloso as quantidades de N-NH_4^+ , aos 64 dias de incubação foram, reduzidas em quase todos os tratamentos, com exceção das duas doses mais elevadas ($48 \text{ e } 96 \text{ Mg ha}^{-1}$) (Figura 16).

No solo argiloso aumento das concentrações de $N_{\text{nitríco}}$ foram observadas, após 32 dias de incubação. Essas diferenças foram diretamente proporcionais ao aumento da concentração de biossólidos no solo. No solo arenoso o mesmo só ocorreu aos 64 dias.

O tempo de incubação foi insuficiente para total oxidação do N-NH_4^+ , o que pode ter sido provocado pelos valores de pH do biossólido e do solo, e a redução do pH dos solos provocada pelo processo de nitrificação (McCarty, 1999). Além disso, pode-se observar que a quantidade de N-NH_4^+ encontrada nesse biossólido foi superior aos teores no biossólido da ETE-Barueri. Talvez esse fato possa explicar a lenta nitrificação do biossólido da ETE-Franca, onde o N-NO_3^- só aparece aos 8 e 16 dias no solo arenoso e argiloso, respectivamente. Logo, de acordo com Smith et al. (1998a), a grande concentração de N-NH_4^+ pode ter inibido o processo de nitrificação. Além disso, os valores de pH, para todas as doses, a partir do oitavo dia para o solo arenoso e aos 16 dias de incubação para o solo argiloso, estavam abaixo de 6,5 podendo prejudicar a atividade de microrganismos nitrificadores.

Figura 14 Concentração de N-amoniaco nos solos arenoso (A) e argiloso (B) que receberam biossólido da ETE-Franca. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 6,0; dose 3: 12,0; dose 4: 24,0; dose 5: 48,0; dose 6: 96,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Figura 15 Concentração de N-nítrico ($\text{N-NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) nos solos arenoso **(A)** e argiloso **(B)** que receberam biossólido da ETE-Franca. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 6,0; dose 3: 12,0; dose 4: 24,0; dose 5: 48,0; dose 6: 96,0 Mg ha^{-1} de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Figura 16 Concentração de N-mineral nos solos arenoso (A) e argiloso (B) que receberam biossólido da ETE-Franca. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 6,0; dose 3: 12,0; dose 4: 24,0; dose 5: 48,0; dose 6: 96,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Os dados obtidos não se ajustaram à equação de cinética de primeira ordem, não sendo possível aplicar o modelo proposto por Smith et al. (1980), baseado em uma equação de regressão exponencial simples. Este fato pode ser atribuído às diferentes formas de $N_{\text{orgânico}}$ presente em biossólidos (Smith et al., 1998_a) e ao curto período de incubação utilizado neste trabalho, considerando as elevadas doses adicionadas. Embora Smith et al., (1998a) tenha utilizado um período de incubação (5, 10, 20, 40 e 73 dias) semelhante a este trabalho, a dose utilizada de biossólido foi de apenas 50 Mg ha^{-1} .

O processo de nitrificação foi mais rápido nos solos que receberam biossólidos da ETE-Barueri devido provavelmente à presença de CaO, o qual propiciou valores mais elevados de pH e pode ter estimulado a microbiota nitrificadora. Mesmo assim, a nitrificação ocorreu nos solos com os dois biossólidos, sendo possível concluir que há possibilidade de microrganismos nitrificadores se adaptarem simultaneamente às condições de elevada e baixa acidez. Freitas et al. (1988) estudando a mineralização e imobilização do N em solo tratado com torta de filtro e carbonato de cálcio, não encontraram diferença na concentração de $N\text{-NO}_3^-$ entre os tratamentos com e sem CaCO_3 . Ainda, esses autores relatam que não é de se esperar efeito de matéria orgânica sobre a população de nitrificadores, uma vez que esses microrganismos são quimiolitotróficos.

Quanto ao método utilizado para determinar a mineralização dos biossólidos, Garau et al. (1986) verificaram que a mineralização encontrada utilizando-se o método da lixiviação, foi quase duas vezes maior (43%) em relação ao método sem lixiviação (27,7%). Segundo os autores, a lixiviação do N mineralizado e sua retirada do sistema representa melhor as condições encontradas em condições de campo, simulando a absorção deste elemento pelas plantas e as perdas por lixiviação profunda.

4.3.3 pH em água

As variações nos valores de pH nos solos arenoso e argiloso com a utilização dos bioossólidos da ETE-Barueri e da ETE-Franca, podem ser vistos nas Figuras 17 e 18, respectivamente.

Para ambos solos, com a utilização do bioossólido da ETE-Barueri, pode ser observado que houve uma elevação nos valores de pH, e que esse aumento ocorreu imediatamente após a adição do bioossólido aos solos. Quanto maior a dose de bioossólido aplicado, maiores foram os valores de pH. Esta elevação nos valores de pH do solo é causada pelo fato do bioossólido da ETE-Barueri possuir altas concentrações de cálcio, oriundo do tratamento do bioossólido com cal (CaO) durante seu processamento (Oliveira, 2000). O uso da cal é feito para acelerar a aglutinação da matéria orgânica, facilitando a decantação e remoção de água desse material.

Para todas as doses, com exceção da maior dose de bioossólido aplicada no solo arenoso, após o quarto dia de incubação, houve uma queda nos valores de pH (Figura 17A). A estabilização ocorreu em valores maiores que o tratamento controle. Quanto maior a dose de bioossólido aplicada, maiores foram os valores de estabilização do pH, até 64 dias de incubação.

A acidificação observada no solo arenoso com a maior dose de bioossólido da ETE-Barueri (Figura 17A) pode ter sido causado por uma maior nitrificação (Figura 16B) e/ou produção de ácidos orgânicos durante a mineralização do C-orgânico (Figura 9B). Dowdy et al. (1991) também verificaram que alguns bioossólidos podem acidificar o solo. Os autores atribuíram esta acidificação às reações de nitrificação do NH_4^+ , à produção de ácidos orgânicos e à oxidação de sulfitos durante o processo de degradação do resíduo.

Já para os tratamentos que receberam aplicação do bioossólido da ETE-Franca, praticamente ocorreu o oposto ao que foi observada nos tratamentos com aplicação do bioossólido da ETE-Barueri. Imediatamente após a aplicação

os valores de pH aumentam, mas diminuem posteriormente, para todas as doses aplicadas, independentemente do tipo de solo (Figura 18). Em quase todos os tratamentos que receberam adição de biossólidos em solo argiloso, os valores de pH, no final do período de incubação, atingiram valores inferiores ao do tratamento controle. Para o solo arenoso, também foi observada diminuição nos valores de pH, mas nenhum dos tratamentos atingiu valores menores do que o do tratamento controle, durante o período de incubação.

Essa diferença no comportamento do pH para os diferentes biossólidos, deve-se principalmente ao fato de que a ETE-Franca não utiliza a cal durante o tratamento e a produção do biossólido. Nesse caso, é utilizado, para aglutinação da matéria orgânica, um composto químico catiônico que é conhecido como polieletrólito. Além disso, a quantidade de N-NH_4^+ liberada pelo biossólido da ETE-Franca (Figura 14) foi superior aos valores liberados pelo biossólido da ETE-Barueri (Figura 11). Logo, maiores quantidades de NH_4^+ , pode ser indicativo de maior liberação de H^+ para o meio, promovendo acidificação.

Para as mesmas doses de biossólido aplicadas, alguns valores de pH do solo arenoso foram superiores àqueles observados no solo argiloso o que pode ser atribuído à menor CTC que o solo arenoso possui (Tabela 2).

A disponibilidade de metais no solo geralmente é aumentada com o aumento da acidez. Exceções são o As, Mo e alguns estados de valência do Cr, que são menos disponíveis sob condições alcalinas (Adriano, 1986).

Munier-Lamy et al. (1991) afirmaram que a mobilidade de micronutrientes potencialmente tóxicos no solo e sua transferência para as plantas não depende apenas das propriedades químicas e de processos físico-químicos, como complexação, adsorção e troca iônica, mas também da atividade microbiana. Segundo esses autores, agentes quelantes, tais como ácidos orgânicos, exsudados das raízes de plantas ou oriundos da atividade microbiana do solo, são capazes de formar complexos químicos estáveis com microelementos potencialmente tóxicos. Os autores afirmam que a formação de

complexos está relacionada com a afinidade dos ligantes com a natureza do metal e com o íon H^+ e, conseqüentemente, com o pH do solo. Por outro lado, os complexos orgânicos formados podem se desestabilizar quando o carbono dos agentes ligantes for consumido pelos microrganismos, fazendo com que o micronutriente seja precipitado na forma de hidróxidos e /ou adsorvido pelos microrganismos.

Figura 17 Valores de pH nos solos arenoso **(A)** e argiloso **(B)** que receberam biossólido da ETE-Barueri. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 15,5; dose 3: 31,0; dose 4: 62,0; dose 5: 124,0; dose 6: 248,0 Mg ha^{-1} de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Figura 18 Valores de pH nos solos arenoso (A) e argiloso (B) que receberam biossólido da ETE-Franca. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 6,0; dose 3: 12,0; dose 4: 24,0; dose 5: 48,0; dose 6: 96,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

4.3.4 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica nos tratamentos que receberam aplicação do biossólido da ETE-Barueri variou de 0,35 mS cm⁻¹, na menor dose, imediatamente após a aplicação, a 1,69 mS cm⁻¹ na maior dose, com 64 dias de incubação. Para o solo argiloso, utilizando o mesmo critério de observação, essa variação foi de 0,37 a 1,84 mS cm⁻¹. Nos tratamentos onde foi adicionado o biossólido da ETE-Franca, essa variação foi de 0,19 a 1,54 mS cm⁻¹ para o solo arenoso e 0,24 a 1,44 mS cm⁻¹ para o argiloso (Figuras 19 e 20).

Os valores superiores de condutividade encontrados com a adição de biossólidos da ETE-Barueri podem ser atribuídos à maior quantidade de sódio encontrado nesse material (248 mg kg⁻¹) quando comparado ao valor existente no biossólido da ETE-Franca (100 mg kg⁻¹) (Tabela 1).

Até quatro dias de incubação, a condutividade permaneceu constante em valores médios de 0,40 mS cm⁻¹ e com o aumento das doses e do período de incubação, a condutividade foi aumentando linearmente e de forma significativa. Esse aumento era esperado, uma vez que um dos problemas já conhecidos que podem limitar a utilização desse tipo de resíduo, é a possibilidade de causar salinidade do solo (Cripps & Matocha, 1991). A estabilização da condutividade elétrica não pôde ser observada neste trabalho devido, provavelmente, ao curto período de incubação, pois Logan et al.(1997) só puderam observar um início de declínio após o segundo ano do experimento.

Mesmo os valores mais altos de condutividade elétrica, encontrados com aplicação das maiores doses dos biossólidos não atingiram valores que pudessem ser prejudiciais às culturas. Aquino Neto (1998), estudando o efeito da aplicação de biossólido de curtume na cultura de alface (*Lactuca sativa* L.), verificou que em solos com condutividade elétrica entre 1,40 a 5,07 mS cm⁻¹ o desenvolvimento da alface foi inibido, ocorrendo morte das plantas nas doses mais altas, principalmente em solos arenosos. Anjos (1999), estudando a lixiviação de espécies químicas em latossolos sucessivamente tratados com

biossólidos, também encontrou valores de condutividade elétrica maiores em solos argilosos (correlacionando com teores de Ca^{++}) e no lixiviado de solos com textura mais arenoso (correlacionando com teores de Ca^{++} , K^+ e Mg^{++}). Ainda essa autora ressalta que, embora a condutividade elétrica dos solos e lixiviados estudados não tenham atingidos valores maiores que 2 mS cm^{-1} , (condição para que o solo seja considerado salino, medida no extrato de saturação, segundo Jones Jr., 1983), é preciso considerar que caso a condutividade elétrica tivesse sido medida em extrato de saturação, atingiria valores próximos ou até maiores que 2 mS cm^{-1} .

Epstein et al. (1976), estudando a aplicação de biossólidos, num experimento de campo, também observaram aumento da condutividade elétrica. Nesse experimento, somente após 15 meses da aplicação do resíduo é que foram observados valores tolerados pela maioria das culturas. Esses autores atribuíram o aumento da condutividade elétrica à grande concentração de íons Ca^{++} , Mg^{++} e Cl^- presentes na camada superficial do solo. Adicionalmente, Oliveira (2000) menciona a possibilidade dos íons NO_3^- e NH_4^+ contribuírem significativamente na elevação da condutividade elétrica do solo.

Muito embora altas doses dos biossólidos não tenham efeitos inibitórios sobre a microbiota do solo, o elevado teor de várias espécies iônicas, principalmente Na^+ , pode causar problemas de salinização e/ou sodificação e inibir o desenvolvimento de populações de microrganismos menos tolerantes a elevadas tensões osmóticas, levando à degradação do solo (Lambais, dados não publicados).

Figura 19 Valores de condutividade elétrica nos solos arenoso **(A)** e argiloso **(B)** que receberam biossólido da ETE-Barueri. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 15,5; dose 3: 31,0; dose 4: 62,0; dose 5: 124,0; dose 6: 248,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

Figura 20 Valores de condutividade elétrica nos solos arenoso (A) e argiloso (B) que receberam biossólido da ETE-Franca. Dose 1: sem adição de biossólido; dose 2: 6,0; dose 3: 12,0 ; dose 4: 24,0; dose 5: 48,0; dose 6: 96,0 Mg ha⁻¹ de biossólido. Os dados são médias de 3 repetições $\pm$ desvio padrão da média

4.4 Efeito dos biossólidos no crescimento de plantas de milho

A adição do biossólido da ETE-Franca, no geral, proporcionou aumentos significativos na produção de matéria seca (M.S.) pelas plantas de milho, tanto no solo argiloso como no arenoso. Em ambos os casos foi observado que a dose mais elevada desse biossólido reduziu a produção de M.S. pelas plantas, se comparada à dose imediatamente inferior (48 Mg ha^{-1}). Por esse motivo, equações de regressão quadrática explicaram melhor a resposta das plantas em relação ao aumento da concentração do resíduo no solo (Figura 21). A hipótese de que algum metal pesado possa estar provocando tal redução na M.S. das plantas não pode ser descartada, uma vez que os valores médios de pH observados nesses tratamentos foram 6,16 e 6,80, para o solo argiloso e solo arenoso, respectivamente. O efeito do pH sobre a disponibilidade de metais pesados em solos é bem conhecido, e, de acordo com Lindsay (1978), há valores elevados de pH ocorre uma redução acentuada na disponibilidade de metais pesados para plantas e microrganismos. No entanto, devido às elevadas concentrações de alguns metais em solos com biossólidos, mesmo havendo redução da disponibilidade, níveis tóxicos podem ter sido atingidos.

O aumento da concentração de sais nos solos tratados com 96 Mg ha^{-1} do biossólido da ETE-Franca parece ter sido o causador da redução na produção de M.S. pelo milho, pois com o aumento da concentração salina há um maior potencial osmótico no solo, o que acaba por dificultar a absorção de água e nutrientes pelas plantas (Brady, 1989). No solo arenoso, 12 dias após a germinação do milho houve secamento e morte das plantas no tratamento com a dose mais elevada do biossólido da ETE-Franca, confirmando esse possível efeito negativo da concentração salina sobre o desenvolvimento do milho.

O aumento da dose do biossólido da ETE-Barueri no solo argiloso não teve efeito significativo sobre a produção de M.S. pelo milho, enquanto que a resposta em solo arenoso foi linear, isto é, maior produção de M.S. com o aumento da dose do biossólido aplicado (Figura 21). O comportamento

verificado para o solo argiloso pode ser explicado pela conjugação de dois fatores principais: (i) o solo argiloso utilizado no experimento já apresentava com fertilidade elevada, sendo que acréscimos de nutrientes teriam pequeno ou nenhum efeito sobre o desenvolvimento das plantas, e (ii) o biossólido da ETE-Barueri recebe um pré-tratamento com cal, o que eleva os teores de cálcio do resíduo, e conforme Morel (1980) citado em Hinedi & Chang (1989), o cálcio protege o material orgânico do biossólido contra a degradação microbiana, proporcionando menor disponibilização de nutrientes pela mineralização das formas orgânicas e ainda particularmente o fósforo do resíduo encontra-se ligado ao cálcio, sob forma pouco solúvel.

Figura 21 Regressão para produção de matéria seca (M.S.) pelas plantas de milho, em função das doses de biossólido das ETes de Franca e Barueri.

Quando os resultados de M.S. produzida pelas plantas foram comparadas com os tratamentos que receberam adubação mineral e calagem

(Tabela 7), a dose de 48 Mg ha⁻¹ do biossólido da ETE-Franca, nos dois solos, superou o tratamento com adubação mineral e calagem, que por sua vez não diferiu do efeito provocado pela menor dose do biossólido (6 Mg ha⁻¹). Nos solos com biossólido da ETE-Barueri, não houve diferença significativa entre M.S. dos tratamentos que receberam biossólido e do tratamento com adubação mineral e calagem. Esses dados sugerem uma menor disponibilização de nutrientes, pela mineralização mais lenta desse biossólido, provavelmente pelo efeito do cálcio sobre a degradação do material orgânico do biossólido e sobre a predominância de fósforo ligado ao cálcio (Morel, 1980 citado em Hinedi & Chang, 1989). Além disso, a variação dos dados nos dois solos foi maior quando da aplicação do biossólido da ETE-Barueri, se comparado ao biossólido da ETE-Franca. Uma possível explicação para essa diferença é a maior complexidade química do biossólido da ETE-Barueri.

Tabela 7. Biomassa da parte aérea de plantas de milho (g) 64 dias após o plantio em solo arenoso ou argiloso com bio sólidos da ETE-Franca ou ETE-Barueri.

Dose	Biomassa Parte Aérea	
	ETE-Franca	ETE-Barueri
Solo Arenoso		
	g	
0	1,41 ± 0,17d	0,59 ± 0,02b
1	5,46 ± 0,49 c	2,60 ± 0,23 ab
2	7,53 ± 0,55bc	4,39 ± 1,10ab
3	10,31 ± 0,51a	5,56 ± 0,86ab
4	8,56 ± 1,11ab	2,13 ± 0,67ab
5	0,0 e	6,10 ± 2,42a
Calagem+NPK	5,10 ± 0,45c	5,10 ± 0,45ab
Solo Argiloso		
	g	
0	4,34 ± 0,37b	3,35 ± 0,22a
1	4,99 ± 0,41c	5,19 ± 0,41a
2	5,75 ± 0,73bc	4,66 ± 0,38a
3	9,39 ± 0,73ab	5,88 ± 0,18a
4	11,74 ± 0,47a	2,79 ± 1,93a
5	10,72 ± 1,77a	3,34 ± 0,55a
Calagem+NPK	4,46 ± 0,11c	4,46 ± 0,11a

Médias seguidas de mesma letra, nas colunas, dentro de cada solo, não diferem entre si (Tukey, $p < 0,05$).

*Plantas morreram aos 12 dias após germinação.

Os valores são médias de 3 repetições ± desvio padrão da média.

As doses 0, 1, 2, 3, 4 e 5 de bio sólido da ETE-Franca são 0,0, 18,6, 37,2, 148,8 e 297,6 g bio sólidos kg^{-1} de solo, respectivamente e as doses 0, 1, 2, 3, 4 e 5 de bio sólidos da ETE-Barueri são 0,0, 26,55, 53,1, 106,2, 212,4 e 424,8 g bio sólidos kg^{-1} de solo, respectivamente.

5 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos conclui-se que:

- A atividade microbiana, medida pela liberação de CO_2 do solo, foi maior nos solos que receberam maiores quantidades de matéria orgânica.
- Os elementos potencialmente tóxicos dos bio sólidos, não afetaram a RB dos solos, medida pela liberação de CO_2 .
- A variação do carbono e nitrogênio da biomassa microbiana foram dose-dependentes e transientes.
- O quociente metabólico pode ser um bom indicador de estresses causados pela utilização agrícola de bio sólidos, principalmente nos primeiros dias de incubação.
- A relação C/N da biomassa microbiana não foi um bom indicador de estresse dos solos que receberam bio sólidos.
- A adição de bio sólidos não afetou os teores de C-orgânico dos solos, após 64 dias de incubação.
- O bio sólido da ETE-Franca promoveu uma redução dos valores de pH, nos solos utilizados.
- A condutividade elétrica dos solos aumentou linearmente com o aumento da dose de bio sólido aplicada e o tempo de incubação.
- O bio sólido da ETE-Franca proporcionou maior produção de matéria seca das plantas de milho

- Estudos em campo devem ser conduzidos para determinação da lixiviação de sais como Na^+ e o efeito de aplicações sucessivas de biossólidos nas características químicas e físicas do solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADRIANO, D.C. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York: Springer-Verlag, 1986. 533p.

AQUINO NETO, V. Avaliação do aproveitamento agrícola de lodos de curtume. Piracicaba, 1998. 111 p. Dissertação (Mestrado)- Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Univesidade de São Paulo.

ANANYEVA, N.D.; DEMKINA, T.S.; JONES, W.J.; CABRERA, M.L.; STEEN, W.C. Microbial biomass in soil of Russia under long-term management practices. **Biology and Fertility of Soils**, v. 29, p. 291-299, 1999.

ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 10, p. 215-221, 1977.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Application of eco-physiological quotients ($q\text{CO}_2$ and $q\text{D}$) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, p. 251-255, 1990.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. **Biology and Fertility of Soil**, Berlin, v. 1, p.81-89, 1985.

ANDERSON, J.P.E. Soil respiration. In:page, A.L. (Ed.) **Methods of soil analysis**. 2. Ed. Part 2. Madison: ASA/SSSA, p. 831-871, 1982.

- ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. Wallingford: CAB, 1993. 221 p.
- ANJOS, A.R.M. dos. Lixiviação de espécies químicas em latossolos sucessivamente tratados com biossólidos e disponibilidade de metais pesados para plantas de milho. Piracicaba, 1999. 191p. Tese (Doutorado)-Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- AOYAMA, M.; NAGUMO, T. Effects of heavy metal accumulation in apple orchard soils on microbial biomass and microbial activities. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 43, p. 601-612. 1997a.
- AOYAMA, M.; NAGUMO, T. Comparison of the effects of Cu, Pb, and As on plant residue decomposition, microbial biomass, and soil respiration. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 43, p. 613-622. 1997b.
- BAATH, E. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (A review). **Water, Air and Soil Pollution**, v. 47, p. 335-379, 1989.
- BALFOUR, E.B. **The living soil and the Haughley experiment**. New York: Universe Books. 1975. 375 p.
- 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.
- BARBARIKA, A.; SIKORA, L.J. COLACICCO, D. Factors affecting the mineralization of nitrogen in sewage sludge applied to soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 49, p. 1403-1406. 1985.

- BARDGETT, R.D.; SPEIR, T.W.; ROSS, D.J., YEATES, G.W. Impact of pasture contamination by copper, chromium, and arsenic timber preservative on soil microbial properties and nematodes. **Biology and Fertility of Soils**, v. 18, p. 71-79, 1994.
- BARDGETT, R.D.; McALISTER, E. The measurement of soil fungal:bacterial biomass ratios as na indicator of ecosystem self-regulation in temperate meadow grasslands. **Biology and Fertility of Soils**, v. 29, p.282-290, 1999.
- BEARE, M.H.; COLEMAN, D.C.; CROSSLEY JR., D.A.; HENDRIX, P.F.; ODUM, E.P. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. **Plant and Soil**, v. 170, p. 5-22, 1995.
- BEVAQUA, R.F.; MELLANO, V.J. Cumulative effects of sludge compost on crop yields and soil properties. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 25, p.395-406, 1994.
- BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. Rio de Janeiro: Livraria Freitas Bastos, 7ed., 1989. 898p.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Laboratório Nacional de Referência Vegetal. **Análise de Corretivos, Fertilizantes e Inoculantes: Métodos Oficiais**, 1983.
- 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.
- BROOKES, P.C.; HEIJNEN, C.E.; MCGRATH, S.P.; VANCE, E.D. Soil microbial biomass estimates in soils contaminated with metals. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 18, p. 383-388, 1986.

- BROOKES, P.C.; McGRATH, S.P. Effects of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass. **Journal of Soil Science**, v. 35, p. 341-346, 1984.
- 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, p. 1071-1078, 1998.
- BUCHANAN, M.; GLISSMAN, S. How compost fertilization affects soil nitrogen and crop yield. **Biocycle**, v. 12, p.2-7, 1991.
- BUJISMAN, E.; MAAS, H.F.M.; ASMAN, W.A.H. Antropogenic NH₃ emissions in Europe. **Atmosferic Environmental**, v. 21, p. 1009-1022. 1987.
- CAMARGO, O.A. de; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônômico de Campinas**. Campinas: IAC, 1986. 94p. (IAC. Boletim Técnico, 106)
- CAMPBELL, C.A. Soil organic carbon, nitrogen and fertility. In: SCHINITZER, M. & KHAN, S. U. (Eds.) **Soil Organic Matter**, p.173-272. Amsterdam. Elsevier, 1978.
- CASSMAN, K.G.; MUNNS, D.N. Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature and depth. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, p. 1233-1237. 1980.
- CASTILHOS, D. D.; VIDOR, C.; TEDESCO, M.J. Alterações químicas do solo pela adição de resíduos de cortume e de cromo hexavalente. In: Congresso Brasileiro de Ciência do solo, 26, Rio de Janeiro, 1997. SBCS, 1997.

- CHAE, Y.M.; TABATAI, M.^a Mineralization of nitrogen in soils amended with organic waste. **Journal of Environmental Quality**, v. 15, p. 193-198. 1986.
- CHANDER, K.; BROOKES, P.C.; HARDING, S.A. Microbial biomass dynamics following addition of metal-enriched sewage sludges to a sandy loam. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, p. 1409-1421. 1995.
- CHANEY, R.L.; GREEN, C.E.; FILCHEVA, E.; BROWN, S.L. Effect of iron, manganese, and zinc enriched biosolids compost on uptake of cadmium by Lettuce from cadmium-contaminated soils. In: CLAPP, C.E.; LARSON, W.E.; DOWDY, R. H.; **Sewage sludge: land utilization and the environment**. Madison: SSSA, 1994. cap. 27. p. 205-207.
- CHANEY, R.L.; HUNDERMANN; PALMER, W.T.; SMALL, R.J.; WHITE, M.C.; DECKER, A.M. Plant accumulation of heavy metals and phytotoxicity resulting from utilization of sewage sludge and sludge composts on cropland. In: NAT. CONF. COMPOSTING OF MUNICIPAL RESIDUES AND SLUDGES. **Proceedings. Rockville, s.ed. 1978**.
- CHANG, F.H.; BROADBENT, F.E. Influence of trace metals on carbon dioxide evolution from a yolo soil. **Soil Science**, v. 132,p. 416-421, 1981.
- CHANTIGNY, M.H.; PRÉVOST, D.; ANGERS, D.A.; VEZINA, L.P.; CHALIFOUR, F.P. Microbial biomass and N transformations in two soils cropped with annual and perennial species. **Biology and Fertility of Soils**, v. 21, p. 239-244, 1996.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Aplicação de biossólidos em áreas agrícolas – critérios para projeto e operação**. São Paulo: CETESB, 1998. 36p.

CRIPPS, R.W.; MATOCHA, J.E. Effect of sewage sludge application to ameliorate iron deficiency of grain sorghum. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.22, p.1931-1940, 1991.

DAHLIN, S.; WITTER, E.; MARTENSSON, A.; TURNER, A.; BAATH, E. Where's the limit? Changes in the microbiological properties of agricultural soils at low levels of metal contamination. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, n. 9, p. 1405-1415, 1997.

DE VRIES, M.P.C.; TILLER, K.G. Sewage sludge as a soil amendment, with special reference to Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, and Zn - comparison of results from experiments conducted inside and outside a glasshouse. **Environmental Pollution**, v. 16, p. 231-240, 1978.

DOELMAN, P.; JANSEN, E.; MICHELS, M.; VAN TIL, M. Effects of heavy metals in soil on microbial diversity and activity as shown by the sensitivity-resistance index, an ecologically relevant parameter. **Biology and Fertility of Soils**, v. 17, p. 177-184, 1994.

DOWDY, R.H.; LATTERELL, J.J.; HINESLY, T.D.; GROSSMAN, R.B.; SULLIVAN, D.L. Trace metal movement in an aerobic aquifer following 14 years of annual sludge applications. **Journal of Environmental Quality**, v.20, p.119-123, 1991.

DUDKA, S.; CHLOPECKA, A. Effect of solid-phase speciation on metal mobility and phytoavailability in sludge-amended soil. **Water, Air and Soil Pollution**, v.51, p. 153-160, 1990.

DUTHION, C. Nitrogen leaching after spreading pig manure. **Plant and Soil Science**, v.2, p. 274-283. 1981.

EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; GRENNBERG, A.E. **Standard methods for the examination of water and waste water**. 19 ed. Washington: APHA, AWWA, WEF, 1995. 1082p.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. xxvi, 412 p.

EHLICH, H.L. Microbes and metals. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 48, p. 687-692, 1997.

EPSTEIN, E.; TAYLOR, J.M.; CHANEY, R.L. Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. **Journal of Enviromental Quality**, v.5, p. 422-426, 1976

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

FLIEßBACH, A.; MARTENS, R, H.H. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 26, p. 1201-1205, 1994).

FROSTEGARD, A.; TUNLID, A.; BAATH, E. Phospholipid fatty acid composition biomass and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different metals. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 59, p. 3605-3617, 1993.

- FREITAS, S.S.; CARDOSO, C.O.N.; CAMARGO, O.A., LOPES, E.S. Mineralização e imobilização de nitrogênio em solo tratado com torta de filtro e carbonato de cálcio. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 12, p. 243-248, 1988.
- GARAU, M.A.; FELIPO, M.T.; RUIZ de VILLA, M.C. Nitrogen mineralization of sewage sludge in soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 15, p. 225-228. 1986.
- GILLER, K.E.; WITTER, E.; McGRATH, S.P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. . **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, p. 1389-1414, 1998.
- GINE-ROSIAS, M.F.G. Determinação espectrofotométrica simultânea de nitrato e nitrito em águas e solos por injeção em fluxo contínuo. Piracicaba, 1979. 70p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- HARRISON, R.M. Physico-chemical speciation and chemical transformations of toxic metals in the environment. In: COUGHTREY, P.J.; MARTIN, M.H.; UNSWORTH, M.H. **Pollutant transport and fate in ecosystems**. Oxford: Blackwell Scientific, 1987. p.239-247. (British Ecological Society Special publication, 6).
- HARTER, R.D. Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc and nickel. **Soil Science Society of America Journal**, v. 47, p. 47-51, 1983.
- HAYES, A.R.; MANCINO, C.F.; PEPPER, I.L. Irrigation of turfgrass with secondary sewage sludge effluent: I. Soil and leachate water quality. **Agronomy Journal**, v.82, p. 39-43, 1990.

HINEDI, Z.R.; CHANG, A.C. Solubility and phosphorus-31 magic angle spinning nuclear magnetic resonance of phosphorus in sludge-amended soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.53, p.1057-1060, 1989.

HOWARD, A. **An agricultural testament**. New York: Oxford & Rodale Press. 1943. 253 p.

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

INESON, P.; ANDERSON, J.M. Aerobically isolated bacteria associated with the gut and faeces of the litter feeding macroarthropods *Oniscus asellus* and *Glomeris marginata*. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, p. 843-849, 1985.

JAHNEL, M.C.; CARDOSO, E.J.B.N.; DIAS, C.T.S. Determinação do número mais provável de microrganismos do solo pelo método de plaqueamento por gotas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 553-559, 1999.

JARVIS, S.C.; SHERWOOD, M.; STEENVOORDEN, A.M. Nitrogen losses from animal manures from grazed pastures and from applied slurry. **Plant and Soil Science**, v. 30, p. 195-212. 1987.

JONES, J.R., J.B. **A guide for the hydroponic & soilless culture grower**. Portland: Timber Press, 1983. 124p.

JOERGENSEN, R.G.; BROOKES, P.C. Ninhydrin-nitrogen measurements of microbial biomass in 0,5 M K₂SO₄ soil extracts. **Soil Biology and Biochemistry**, v.22, p.1023-1027, 1990.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace Elements in soils and plants. 3. Ed. Boca Raton, Florida: CRC Press, 1985. 315 p.

KELLING, K.A.; WALSH, L.M.; KEENEY, D.R.; RYAN, J.A.; PETERSON, A.E. A field study of the agricultural use of sewage sludge: II. Effect on soil N and P. **Journal of Enviromental Quality**, v.6, p.345-352, 1977.

KENNEDY, A.C.; GEWIN, V. Soil microbial diversity: present and future. **Soil Science**, v. 162, p. 607-617, 1997.

KENNEDY, A.C.; SMITH, K.L. Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. **Plant and Soil**, v.170, p.75-86, 1995.

KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985.492p.

KIRCHMANN, H. Animal and municipal organic wastes and water quality. **Soil Processes and Water Quality**, v. 13, p. 164-232. 1984.

KIRCHMANN, H. losses, plant uptake and utilization of manure nitrogen during a production cycle. **Acta Agriculture. Scand. Supplementum**, v. 24, p. 1-77. 1985.

KIRCHMANN, H. Amomonía volatilization during aerobic and anaerobic manure decomposition. **Plant Soil**, v. 115, p 35-41. 1989

LAL, R.; STEWART, B.A. Soil processes and water quality. In: LAL, R.; STEWART, B.A. **Soil processes and water quality**. Boca Raton: Lewis Publ. 1994. p. 1-6.

LAMBAIS, M.R. Atividades microbiológicas envolvidas na mineralização da matéria orgânica: potenciais indicadores da qualidade da qualidade de solos agrícolas. In: **Indicadores Ambientais**. Maia, N.B.; Lessak, H., Sorocaba, 1997. p. 167-189, 266p.

LAMBAIS, M.R.; DeSOUZA; A.G. Impacto de biossólidos nas comunidades microbianas dos solos. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSÓLIDOS DO MERCOSUL, 2., Campinas. 1999. **Anais**. Campinas: Embrapa.

LEITA, L.; DE NIBILI, M.DE; MUHLBACHOVA, G.; MONDINI, C.; MARCHIOL, L.; ZERBI, G. Bioavailability and effects of heavy metals on soil microbial biomass during laboratory incubation. **Biology and Fertility of Soils**, v. 19, p.103-108, 1995.

LEITA, L.; DE NOBILI, M.; MONDINI, C.; MUHLBACHOVA, G; MARCHIOL; 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, 1999.

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

LINDEMANN, W.C.; CONNEL, G.; URQUART, N.S. Previous sludge addition effects on nitrogen mineralization in freshly amended soil. **Soil Science Society of American Journal**, v.52, p.109-112, 1988.

- LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of America Journal**, v. 42, p.421-428, 1978.
- LOGAN, T.J.; LINDSAY, 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, p.534-550, 1997.
- MANN, S.S.; RITCHIE, G.S.P. The influence of pH on the forms of cadmium in four west australian soils. **Australian Journal of Soil Research**, v. 31, p. 255-270, 1993.
- MACNAUGHTON, S.; STEPHEN, J.R.; CHANG, Y.; PEACOCK, A.; FLEMMING, C.A.; LEUNG, K.; WHITE, D.C. Characterization of metal-resistant soil eubacteria by polymerase chain reaction – denaturing gradient gel electrophoresis with isolation of resistant strains. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 45, p. 116-124, 1999.
- MARCHIORI, A.C.C, Avaliação de agroecossistemas do cinturão verde da grande São Paulo que receberam aplicação de composto de resíduos sólidos urbanos por longos períodos. Piracicaba, 2000. 237p. Dissertação (Mestrado)- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- MARCHIORI JR., M.; MELO, W.J. Carbono, carbono da biomassa microbiana e atividade enzimática em um solo sob mata natural, pastagem e cultura do algodoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, 257-263, 1999.

McBRIDE, M.B.; BLASIAK, J.J. Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 43, p. 866-870, 1979.

McCARTY, G.W. Modes of action of nitrification inhibitors. **Biology and Fertility of Soils**, v. 29, p. 1-9, 1999.

McGRATH, S.P.; CHAUDRI, A.M. Long-term effects of metal contamination on *Rhizobium*. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 1205-1207, 1999.

MILLER, R.H. Factors affecting the decomposition of an anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Environment Quality**, v. 3, n.4, p.376-380, 1974.

MININNI, G.; SANTORI, M. Problems and perspectives of sludge utilization in agriculture. **Agriculture Ecosystem Environment**, v.24, p. 1-77. 1987.

MORENO, J.L.; HERNANDEZ, T.; GARCIA, C. Effects of a cadmium-contaminated sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 28, p. 230-237, 1999.

MUNIER-LAMY, C.; ADRIAN, PH.; BERTHELIN, J. Fate of organo-heavy metal complexes of sludges from domestic wastes in soils: A simplified modelization. **Toxicological and Environmental Chemistry**, v. 31-32, p. 527-538, 1991).

OLIVEIRA, F.C. Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. Piracicaba, 2000. 247p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

ØVREAS, L.; TORSVIK, V. Microbial diversity and community structure in two different agricultural soil communities. **Microbial Ecology**, v. 36, p. 303-315, 1998.

PARKER, C.F.; SOMMERS, L.E. Mineralization of Nitrogen in Sewage Sludges. **Journal of Environment Quality**, v. 12, p. 150-156, 1983.

POWLSON, D.S.; POULTON, P.R.; ADDISCOTT, T.M.; MCCANN, D.S. Leaching of nitrate from soils receiving organic or inorganic fertilizers continuously for 135 years.

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 Agrônômico, 1996. p.45-71. (IAC. Boletim Técnico, 100)

RAIJ, B.van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S.; BATAGLIA, O.C. **Análise química do solo para fins de fertilidade**. Campinas: Fundação Cargill, 1987.170p.

RYAN, J.A.; KENNEDY, D.R.; WALSH, L.M. Nitrogen transformation and availability of anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of environmental Quality**, v. 2, p. 489-492. 1973

- SERNA, M.D.; POMARES, F. Indexes of assessing N availability in sewage sludges. **Plant and Soil**, v. 139, p. 15-21, 1992.
- SEYBOLD, C.A.; HERRICK, J.E.; BREJDA, J.J. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. **Soil Science**, v. 164, p. 225-234, 1999.
- SHUMAN, L.M. Adsorption of Zn by Fe and Al hydrous oxides as influenced by aging and pH. **Soil Science Society of America Journal**, v. 41, p. 703-706, 1977.
- SIMEK, M.; HOPKINS, D.W.; KALCIK, J.; PICEK, T.; SANTRUCKOVA, H.; STANA, J.; TRAVNIK, K. Biological and chemical properties of arable soils affected by long-term organic and inorganic fertilizer applications. . **Biology and Fertility of Soils**, v. 29, p. 300-308, 1999.
- SMITH, J.L.; SCHNOBEL, B.L.; Mcneal, B.L.; CAMPBELL, G.S. Potential errors in the first-order model for estimating soil nitrogen mineralization potentials. **Soil science Society of American journal**, v.44, p.996-1000, 1980.
- SMITH, S.R.; WOODS, V.; EVANS, T.D. Nitrate dynamics in biosolids-treated soils. I. Influence of biosolids type and soil type. **Biosource Technology**, v. 66, p. 139-149, 1998a.
- SMITH, S.R. Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. I. Nickel, copper and zinc uptake and tixicity to ryegrass. **Environmental Pollution**, v. 3, n.3, p. 21-27, 1994.
- SIMS, J.L.; PATRICK Jr, W.H. The distribution of micronutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 42, p. 258-262, 1978.

STARK, S.A.; CLAPP, C.E. Residual nitrogen availability from soils treated with sewage sludge in a field experiment. **Journal of Environmental Quality**, v. 9, p. 505-512, 1980.

STEENVOORDEN, J.H.A.M. Nutrient leaching losses following application of farms slurry and water quality considerations in the Netherlands. **Applied Science Publishers**, p. 168-176. 1986.

TEMMINGHOFF, E.J.M.; DER ZEE, S.E.A.T.M. van; HAAN, F.A.M. Copper mobility in a copper-contaminated sandy soil as affected by pH and solid and dissolved organic matter. **Environmental Science and Technology**, v. 31, p.1109-1115, 1997.

TERRY, R.E.; NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. **Soil Science Society of American Journal**, v. 43, p.494-499, 1979a.

UREN, N. C. Form, reactions, and availability of nickel in soils. **Advances in Agronomy**, v. 48, p. 141-203, 1992.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). Title 40 CFR – Part.503. Final rules: Standards for the use or disposal of sewage sludge. **Federal Register**, v.58, n.32, p.9387-9415, 1993.

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.

VIDOR, C.; CAMARGO, F.A.O.; KROB, A.J.D.; SELBACH, P.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J. Avaliação da população microbiana de solos submetidos a aplicação contínua de lixo urbano. (compact disc) In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro. 1997. **Trabalhos**. Rio de Janeiro: SBCS, 1997.

WARDLE, D.A.; GHANI, A. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, p. 1601-1610, 1995.

WARDLE, D.A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. **Biology Review**, v. 67, p. 321-358, 1992.

WERMKE, M. Nitrate in soil water at different depth during the growing season on permanent pasture. **Plant and Soil**, v. 30, p. 373-376. 1987.

WILKENS, B.J.; BRUMMEL, N.; LOCH, J.P.G. Influence of pH and zinc concentration on cadmium sorption in acid, sandy soils. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 101, p. 349-362, 1998.

XIAN, X. SHOKOHIFARD, G. Effect of pH on chemical forms and plant availability of cadmium, zinc, and lead in polluted soils. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 45, p. 265-273, 1989.

YEATES, G.W. Impact of pasture contamination by copper, chromium, and arsenic timber preservative on soil biological activity. **Biology and Fertility of Soils**, v. 18, p. 200-208, 1994.

ANEXOS

Anexo 1. Análise de regressão para nitrato no solo argiloso ao longo do período de incubação, após aplicação das doses dos biossólidos de Barueri e Franca.

Dose (t ha ⁻¹)		Tempo (dias)					
		0	4	8	16	32	64
Barueri							
Coeficiente de Determinação (R ²)	0	5,11	4,91	8,57	7,39	26,13	37,89
	15,5	19,04	7,11	7,01	9,15	27,81	64,35
	31	6,67	10,88	28,32	29,54	60,33	69,88
	62	12,56	10,91	16,24	78,95	400,34	117,95
	124	19,39	11,80	24,17	149,04	152,41	186,37
	248	11,59	22,62	23,02	217,55	255,20	293,65
Coeficiente de Determinação (R ²)	Linear	0,046 (ns)	0,918 (ns)	0,266 (ns)	0,959 **	0,258 **	0,990 **
	Quadrático	0,309 (ns)	0,922 (ns)	0,437 (ns)	0,99 (ns)	0,409 **	0,997 (ns)
Coeficiente de determinação (R ²)							
		Linear		Quadrático			
		0,943(ns)		0,945 (ns)		0,945 (ns)	
		0,855 (ns)		0,944 (ns)		0,944 (ns)	
		0,875 (ns)		0,968 (ns)		0,968 (ns)	
		0,227 **		0,727 **		0,727 **	
		0,724 **		0,8738 **		0,8738 **	
		0,746 **		0,911 *		0,911 *	
Franca							
Coeficiente de Determinação (R ²)	0	2,35	14,51	8,79	8,33	18,81	38,77
	6	10,06	11,31	9,20	10,13	20,35	132,37
	12	13,86	13,85	8,19	6,98	50,48	139,46
	24	4,85	6,79	7,90	7,86	26,85	172,38
	48	11,09	6,53	6,13	4,43	104,66	375,63
	96	11,66	3,84	4,78	11,83	213,96	536,24
Coeficiente de determinação (R ²)	Linear	0,166 (n.s.)	0,749 (n.s.)	0,946 (n.s)	0,099 (n.s.)	0,951 **	0,962 **
	Quadrático	0,195 (n.s)	0,853 (n.s.)	0,965 (n.s.)	0,748 (n.s.)	0,96 (n.s.)	0,977 **
Coeficiente de determinação (R ²)							
		Linear		Quadrático			
		0,887 *		0,908 (n.s.)		0,908 (n.s.)	
		0,833 **		0,996 **		0,996 **	
		0,912 **		0,983 *		0,983 *	
		0,863 **		0,997 **		0,997 **	
		0,917 **		0,994 **		0,994 **	
		0,950 **		0,980 **		0,980 **	

Anexo 2. Análise de regressão nitrato no solo arenoso ao longo do período de incubação, após aplicação das doses dos biossólidos de Barueri e Franca.

Dose (t ha ⁻¹)	Tempo (dias)						Coeficiente de determinação (R ²)	
	0	4	8	16	32	64		
Barueri								
0	11,64	0,38	1,52	2,17	1,33	0,87	Linear	0,188 (ns)
15,5	1,93	0,39	1,77	2,18	1,33	21,50	Quadrático	0,363 (ns)
31	4,41	0,39	3,99	4,16	10,06	28,14		0,976 (ns)
62	1,96	0,40	4,79	5,59	100,54	61,68		0,921 (ns)
124	10,89	0,41	3,92	4,20	217,05	230,40		0,527 **
248	5,27	1,52	5,57	4,41	198,53	374,28		0,727 (ns)
Coeficiente de Determinação (R ²)	Linear 0,000 (ns)	0,799 (ns)	0,603 (ns)	0,232 (ns)	0,748 **	0,974 **		0,796 **
	Quadrático 0,001 (ns)	0,988 (ns)	0,705 (ns)	0,569 (ns)	0,941 **	0,976 (ns)		0,826 *
								0,945 **
								0,950 (ns)
Franca								
0	2,07	0,38	1,38	2,51	1,34	0,84	Linear	0,080 (ns)
6	3,10	0,38	1,47	4,38	1,34	0,87	Quadrático	0,166 (ns)
12	5,13	0,39	1,41	2,71	1,35	4,89		0,096 (ns)
24	11,53	0,39	1,45	2,48	1,33	21,92		0,124 (ns)
48	10,96	0,41	1,51	2,26	3,97	84,01		0,443 (ns)
96	13,33	0,41	1,53	2,55	12,57	144,52		0,446 **
Coeficiente de determinação (R ²)	Linear 0,709 **	0,755 (ns)	0,748 (ns)	0,138 (ns)	0,912 **	0,976 **		0,877 **
	Quadrático 0,894 (ns)	0,894 (ns)	0,802 (ns)	0,237 (ns)	0,997 (ns)	0,977 (ns)		0,746 **
								0,992 **
								0,996 **

Anexo 4. Análise de regressão para amônio no solo argiloso ao longo do período de incubação, após aplicação das doses dos biossólidos de Barueri e Franca.

Dose (t ha ⁻¹)		Tempo (dias)						Coeficiente de determinação (R ²)	
		0	4	8	16	32	64		
Barueri									
0		0,29	96,61	144,73	26,87	37,65	6,97	Linear	0,174 **
15,5		0,35	130,18	33,34	67,29	39,66	10,82	Quadrático	0,192 (ns)
31		0,31	131,84	45,13	46,05	29,29	1,02	Linear	0,124 **
62		0,25	156,44	111,25	85,21	35,83	21,21	Quadrático	0,202 **
124		0,18	243,87	181,93	156,35	53,19	20,63	Linear	0,186 **
248		0,44	451,54	456,03	351,39	385,27	4,16	Quadrático	0,224 **
Coeficiente de								Linear	0,162 **
Determinação (R ²)								Quadrático	0,579 **
	Linear	0,152 (ns)	0,984 **	0,851 **	0,974 **	0,810 **	0,000 (ns)		
	Quadrático	0,803 (ns)	0,997 **	0,932 **	0,991 **	0,994 **	0,597 (ns)		
Franca									
0		0,21	112,81	8,84	35,28	161,56	27,12	Linear	0,012 (ns)
6		0,17	135,62	287,72	55,25	60,15	14,47	Quadrático	0,372 **
12		0,14	175,53	73,98	101,06	52,2	1,80	Linear	0,143 **
24		0,18	192,98	86,73	146,03	142,81	46,13	Quadrático	0,166 (ns)
48		0,23	352,03	169,83	283,44	67,31	97,17	Linear	0,212 **
96		0,10	458,32	422,40	445,62	200,92	338,26	Quadrático	0,026 (ns)
Coeficiente de								Linear	0,073 **
Determinação (R ²)								Quadrático	0,098 *
	Linear	0,243 (ns)	0,961 **	0,559 **	0,987 **	0,255 **	0,924 **		
	Quadrático	0,523 (ns)	0,979 *	0,626 **	0,997 (ns)	0,499 **	0,993 **		

Anexo 5. Análise de regressão para carbono orgânico no solo arenoso ao longo do período de incubação, após aplicação das doses dos bio sólidos de Barueri e Franca.

Dose (t ha ⁻¹)	Tempo (dias)						Coeficiente de determinação (R ²)	
	0	4	8	16	32	64	Linear	Quadrático
Barueri								
0	7,17	6,97	4,65	7,95	4,65	7,95	0,039 (ns)	0,297 (ns)
15,5	10,27	7,55	6,97	9,29	6,98	9,30	0,005 (ns)	0,299 (ns)
31	12,59	9,30	11,62	10,85	7,56	9,88	0,211 (ns)	0,527 (ns)
62	16,27	10,27	13,18	13,18	12,40	12,79	0,032 (ns)	0,107 (ns)
124	20,93	15,69	18,79	16,85	16,86	8,53	0,788 **	0,827 (ns)
248	25,00	27,32	31,98	24,81	29,26	6,98	0,648 **	0,902 **
Coeficiente de	0,899 **	0,990 **	0,983 **	0,996 **	0,994 **	0,188 (ns)		
Determinação (R ²)	0,995 **	0,997 (ns)	0,985 (ns)	0,998 (ns)	0,994 (ns)	0,473 (ns)		
Franca								
0	5,03	5,62	7,56	5,04	6,00	6,39	0,060 (ns)	0,060 (ns)
6	6,97	8,14	12,59	7,36	8,53	8,33	0,004 (ns)	0,018 (ns)
12	12,98	11,24	10,07	11,24	8,53	8,72	0,619 *	0,790 (ns)
24	10,65	13,17	11,04	8,91	7,94	8,33	0,506 *	0,701 (ns)
48	20,18	18,21	15,31	18,22	12,98	15,89	0,281 *	0,646 **
96	30,62	24,42	25,58	27,71	16,01	23,64	0,234 **	0,613 **
Coeficiente de	0,954 **	0,952 **	0,925 **	0,957 **	0,917 **	0,968 **		
determinação (R ²)	0,958 (ns)	0,991 *	0,943 (ns)	0,958 (ns)	0,925 (ns)	0,968 (ns)		

Anexo 7. Análise de regressão para valores de pH no solo argiloso ao longo do período de incubação, após aplicação das doses dos biossólidos de Barueri e Franca.

Dose (t ha ⁻¹)	Tempo (dias)					Coeficiente de determinação (R ²)
	0	4	8	16	32	
Barueri						
0	7,20	6,37	6,18	6,09	5,83	5,73
15,5	6,62	6,77	6,80	6,36	6,35	6,05
31	7,49	7,04	7,43	7,29	7,10	6,81
62	7,80	7,41	7,54	7,53	7,21	6,88
124	7,94	7,37	7,62	7,58	7,37	7,23
248	8,74	7,62	7,70	7,64	5,94	7,15
Coeficiente de Determinação (R ²)	0,819 ** 0,835 *	0,660 ** 0,868 **	0,475 ** 0,787 **	0,496 ** 0,823 **	0,012 (ns) 0,900 **	0,54 ** 0,885 **
Franca						
0	6,30	6,58	7,23	6,26	6,71	6,82
6	7,16	6,52	6,86	6,13	6,25	6,04
12	6,27	6,41	6,75	6,25	5,90	5,45
24	6,36	6,71	6,67	6,65	6,14	5,22
48	7,68	6,54	6,77	6,76	5,66	4,94
96	7,34	6,54	6,69	6,46	5,08	4,83
Coeficiente de determinação (R ²)	0,392 ** 0,451 *	0,000 (ns) 0,042 (ns)	0,299 (ns) 0,549 (ns)	0,257 * 0,823 **	0,855 ** 0,874 (ns)	0,587 ** 0,874 **

Anexo 9. Análise de regressão para valores de condutividade elétrica no solo arenoso ao longo do período de incubação, após aplicação das doses dos biossólidos de Barueri e Franca.

Dose (t ha ⁻¹)	Tempo (dias)						Coeficiente de determinação (R ²)
	0	4	8	16	32	64	
Barueri							
0	0,19	0,16	0,14	0,16	0,18	0,06	Linear 0,650 ** Quadrático 0,803 (ns)
15,5	0,35	0,33	0,27	0,34	0,44	0,28	0,004 (ns) 0,429 **
31	0,47	0,45	0,49	0,47	0,66	0,45	0,018 (ns) 0,638 **
62	0,62	0,62	0,68	0,71	0,87	0,63	0,037 (ns) 0,878 **
124	0,90	0,94	0,87	1,04	1,22	0,94	0,087 ** 0,775 **
248	1,16	1,02	1,39	1,37	1,55	1,39	0,315 ** 0,746 **
Coeficiente de Determinação (R ²)	0,929 ** 0,996 **	0,837 ** 0,997 **	0,958 ** 0,981 **	0,933 ** 0,998 **	0,988 ** 0,897 **	0,95 ** 0,99 **	
Franca							
0	0,16	0,16	0,14	0,19	0,18	0,05	Linear 0,531 ** Quadrático 0,908 *
6	0,19	0,18	0,16	0,22	0,22	0,07	0,414 ** 0,896 **
12	0,24	0,23	0,24	0,29	0,28	0,21	0,092 (ns) 0,821 (ns)
24	0,21	0,30	0,30	0,40	0,42	0,48	0,776 ** 0,911 **
48	0,33	0,41	0,51	0,55	0,81	0,82	0,806 ** 0,977 **
96	0,43	0,62	0,75	0,84	1,4	1,54	0,877 ** 0,977 **
Coeficiente de determinação (R ²)	Linear 0,936 ** Quadrático 0,938 (ns)	0,989 ** 0,997 (ns)	0,984 ** 0,994 (ns)	0,990 ** 0,997 (ns)	0,995 ** 0,995 (ns)	0,994 ** 0,996 (ns)	

Anexo 12. Análise de regressão para N-mineral no solo argiloso ao longo do período de incubação, após aplicação das doses dos biossólidos de Barueri e Franca.

Dose (t ha ⁻¹)	Tempo (dias)					Coeficiente de determinação (R ²)	
	0	4	8	16	32	64	
Barueri							
0	5,40	11,51	53,29	34,28	63,78	44,86	Linear 0,038 (ns) Quadrático 0,062 (ns)
15,5	19,40	137,29	40,34	76,43	67,47	75,17	Linear 0,009 (ns) Quadrático 0,016 (ns)
31	6,98	142,72	73,45	75,59	89,62	70,90	Linear 0,003 (ns) Quadrático 0,094 (ns)
62	12,81	167,35	127,48	164,16	142,53	139,16	Linear 0,102 * Quadrático 0,347 **
124	19,57	255,68	206,11	305,40	205,59	207,00	Linear 0,049 ** Quadrático 0,317 **
248	12,04	474,79	479,05	568,93	640,48	297,81	Linear 0,014 ** Quadrático 0,730 **
Coeficiente de Determinação (R ²)	0,049 (ns) 0,301 (ns)	0,985 ** 0,997 (ns)	0,873 ** 0,939 **	0,996 ** 0,997 (ns)	0,939 ** 0,994 **	0,968 ** 0,989 (ns)	
Franca							
0	2,55	127,31	17,63	43,62	80,37	65,88	Linear 0,078 (ns) Quadrático 0,370 **
6	10,24	146,93	96,92	65,38	80,49	146,84	Linear 0,002 (ns) Quadrático 0,003 (ns)
12	13,99	189,38	82,17	108,05	102,68	141,26	Linear 0,105 (ns) Quadrático 0,110 (ns)
24	5,02	199,78	94,62	153,89	169,67	218,50	Linear 0,406 ** Quadrático 0,458 (ns)
48	11,33	358,56	175,97	287,88	171,97	472,79	Linear 0,421 ** Quadrático 0,437 (ns)
96	11,76	462,17	427,18	457,45	414,88	874,49	Linear 0,679 ** Quadrático 0,679 (ns)
Coeficiente de determinação (R ²)	0,163 ** 0,194 (ns)	0,958 ** 0,976 (ns)	0,551 ** 0,618 **	0,991 ** 0,997 (ns)	0,794 ** 0,908 **	0,992 ** 0,993 (ns)	