

12

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

Wagner Bettiol; Silvana Aparecida Pavan Fernandes e Carlos Clementi Cerri

Introdução

A utilização agrícola do lodo de esgoto, por conter matéria orgânica e macro e micronutrientes para as plantas, é uma das disposições recomendadas para esse resíduo (Melo & Marques, 2000; Bettiol & Santos, 2001; Tsutiya, 2000). Entretanto, o lodo de esgoto possui em sua composição contaminantes, tais como: metais pesados, compostos orgânicos persistentes e patógenos humanos, que devem ser considerados quando de seu uso em solos agrícolas (Bettiol & Camargo, 2001).

O lodo de esgoto, quando aplicado ao solo, causa alterações nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, e, portanto, na estrutura e no funcionamento do agroecossistema, sendo a comunidade microbiana um dos componentes mais sensíveis, podendo ser utilizada como indicador da qualidade dos solos (Dick, 1994; Giller et al., 1998). A aplicação de lodo de esgoto pode estimular, devido ao aumento de carbono e nutrientes disponíveis, ou inibir, devido à presença de metais pesados e outros poluentes, a atividade microbiana do solo (Baath, 1989; Pontes, 2002). Portanto, o comportamento da população microbiana depende da qualidade e da quantidade dos resíduos que estão sendo adicionados ao solo.

A biomassa microbiana, a respiração, o quociente metabólico (qCO_2) e a atividade enzimática do solo podem ser utilizados para avaliar a atividade microbiana do solo (Dick, 1994; Giller et al., 1998; Anderson & Domsch, 1990; Baath, 1989; Wardle & Ghani, 1995; Brookes, 1995). Os microrganismos responsáveis pela decomposição e mineralização da fração orgânica utilizam parte dos compostos contidos nos resíduos como fonte de

nutrientes e energia para a formação de sua biomassa (Brookes, 1995; Pontes, 2002). Além de atuar como estoque lábil de nutrientes, a biomassa microbiana é sensível às alterações promovidas no solo pelas práticas de manejo e pela aplicação de produtos poluentes (Grisi, 1996; Dar, 1996). A respiração do solo é utilizada para avaliar a atividade microbiana e serve como indicador microbiológico das modificações ocorridas no solo devido à adição de resíduos de plantas e animais, manejo e poluentes do solo (Baath, 1989; Brookes, 1995). O quociente metabólico juntamente com a biomassa e a respiração, pode indicar a necessidade de energia para a manutenção da comunidade microbiana. Indica também se o surgimento ou desaparecimento de populações microbianas em termos de energia é vantajoso ou não para o sistema. O quociente metabólico pode também indicar se uma comunidade está sob efeito de estresse pela adição de diferentes tipos de resíduos orgânicos (Anderson & Domsch, 1990, Wardle & Ghani, 1995). A atividade enzimática é empregada para avaliar a atividade de microrganismos do solo, servindo como indicador de alterações nos processos funcionais (Dick, 1994; Giller et al., 1998), sendo responsável por catalisar várias reações necessárias para a manutenção da atividade microbiana, decomposição de resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes e formação de matéria orgânica do solo (Dick, 1994, Brookes, 1995). A atividade enzimática do solo é estimulada pela adição de fontes de resíduos orgânicos como esterco, restos de cultura e lodo de esgoto (Dick et al., 1994) e pode ser utilizada para avaliar o efeito da aplicação de lodo de esgoto (Dick, 1994; Albiach, 2000; Moreno et al., 2001).

O funcionamento do ecossistema do solo é governado pela dinâmica da microbiota. O componente biológico é responsável pela formação do húmus, ciclagem de nutrientes, estrutura física e por muitas outras funções (Lynch & Bragg, 1985).

A respirometria é um método que determina a quantidade de carbono liberado na forma de CO_2 , resultante da decomposição da matéria orgânica pela comunidade microbiana quimiorganotrófica do solo. Por meio desse método, pode-se também identificar fatores restritivos à atividade microbiana edáfica, como por exemplo, condições adversas de temperatura e umidade, bem como a presença de metais pesados e outros poluentes em

níveis tóxicos. Resultados contraditórios tem sido obtidos em relação a redução ou estímulo da atividade microbiana após a aplicação de lodo de esgoto (Baath, 1989; Jahnel, 1997; Giller et al., 1998, Fortes Neto, 2000; Khan & Scullion, 2000; Carmo, 2001).

Quanto à mineralização do nitrogênio, vários trabalhos relatam a inibição dos processos de amonificação e nitrificação pelos metais pesados liberados pelo lodo (Chander et al., 1995; Hassen et al., 1998). Há consenso geral de que os efeitos dos metais pesados na mineralização de nitrogênio são difíceis de serem avaliados. As dificuldades são: falta de padronização dos procedimentos experimentais; variação nas propriedades do solo, que podem alterar a toxicidade absoluta ou relativa do metal e existência de um grande número de microrganismos capazes de mineralizar os compostos nitrogenados (Baath, 1989). De forma semelhante, Duxbury (1985) concluiu que a informação sobre a ação dos agentes poluentes nestes processos é conflitante, e recomenda cautela na avaliação. Isso porque, segundo Rother et al. (1982), o processo de adaptação aos metais pesados e a seleção de estirpes resistentes podem ocorrer em prazo tão curto quanto o período de exposição dos microrganismos do solo ao lodo.

O objetivo deste estudo foi o de avaliar o efeito da aplicação a longo prazo e continuada do lodo de esgoto proveniente da ETE Barueri, SP, na biomassa microbiana, respiração basal, quociente metabólico e atividade enzimática de um Latossolo Vermelho Distroférico sob condições de campo em condições tropicais, bem como a decomposição do lodo de esgoto por meio de curva de decomposição e taxas de mineralização do nitrogênio.

Material e Métodos

As informações básicas sobre o experimento estão descritas no Capítulo 1.

Para os estudos de biomassa microbiana do solo, respiração basal e atividade enzimática as amostras de solo foram coletadas nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, e passadas em peneira de 2 mm de abertura, acondicionadas em sacos plásticos com respiros e armazenadas em câmara

fria a 5° C para posterior análises. A amostra composta para cada profundidade de cada parcela foi formada por vinte amostras simples. A determinação do carbono e do nitrogênio da biomassa microbiana foi feita utilizando o método de fumigação-extração (Brookes et al., 1985; Jenkinson & Powlson, 1976; Vance et al., 1987). A respiração basal do solo foi determinada pela quantificação do dióxido de carbono (CO_2) liberado no processo de respiração microbiana durante 10 dias de incubação. O quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) foi calculado pela razão entre a respiração basal e o C da biomassa microbiana (Anderson & Domsch, 1990). A atividade da urease foi determinada pelo método de May & Douglas (1976), com modificações. A atividade da amilase foi determinada pelo método de Ross (1965). As determinações dessas características foram realizadas em coletas obtidas em 10/2000, 02/2001, 10/2001, 11/2001 e 03/2002.

A coleta de solo para a determinação da curva de decomposição e da taxa de mineralização do nitrogênio foi realizada em setembro de 2000, antes do início do terceiro cultivo de milho no campo. Em cada parcela do experimento de campo foi coletada uma amostra composta formada por vinte amostras simples. As amostras de solo, coletadas na profundidade 0-20 cm, foram passadas em peneira de 2mm de abertura para remoção de pedras e fragmentos. Nas amostras de solo, provenientes das parcelas de campo dos tratamentos com uma, duas, quatro e oito vezes a dose de nitrogênio provenientes do lodo de esgoto, foram incorporadas com novas doses de lodo para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes o teor de nitrogênio, respectivamente, sendo a incorporação do lodo feita manualmente e em laboratório. O lodo de esgoto utilizado foi proveniente da ETE de Barueri, SP, lodo este referente ao terceiro cultivo do experimento de campo (Capítulo 1). Todas as determinações no experimento de laboratório foram feitas em triplicatas.

A curva de decomposição do lodo de esgoto foi determinada pela quantificação do CO_2 liberado no processo de respiração microbiana durante 250 dias de incubação. Para isso, amostras de 100 g de solo (obtidas conforme descritas acima) foram colocadas em frascos de vidro, com tampa hermética, de 3,0 L de capacidade, juntamente com um frasco menor contendo 100 mL de NaOH 1 mol

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

L⁻¹ para capturar o CO₂ liberado. O CO₂ foi determinado por titulometria com HCl 0,5 mol L⁻¹, após precipitação do carbonato de bário formado pela adição de solução aquosa de cloreto de bário (BaCl₂) à solução de NaOH, usando como indicador fenolftaleína diluída em 100 mL de etanol (60% v/v). Os frascos de vidro, depois de fechados, ficaram acondicionados à temperatura ambiente. Em intervalos de tempo de 2, 4, 6, 8, 10, 15, 20, 30, 35, 45, 55, 63, 75, 85, 97, 110, 120, 135, 147, 160, 175, 190, 210, 230 e 250 dias foram realizadas as determinações do CO₂ desprendido pelas amostras de solo + lodo, por titulometria com HCl (0,5 mol L⁻¹). O N mineral e as taxas líquidas de mineralização e nitrificação foram determinados após 250 dias de incubação do solo, correspondendo ao final do ensaio de laboratório. O nitrogênio mineral foi determinado pela extração com KCl para o tempo 0 e após 7 dias de incubação das amostras em copos plásticos com tampa, em laboratório (Neill et al., 1995). Nos extratos foram determinadas as concentrações de N-NH₄⁺ e N (NO₃⁻ + NO₂⁻) pelo sistema automático de injeção de fluxo contínuo (FIA) (Ruzicka & Hansen, 1981). O N-NH₄⁺ foi quantificado colorimetricamente pelo método de Solorzano e o N-NO₃⁻ foi determinado por condutivimetria na forma de N-NO₂⁻, após a redução com um catalizador à base de cádmio. Os limites de detecção foram de, respectivamente, 0,1 mg L⁻¹ para N-NH₄⁺ e 0,01 mg L⁻¹ para N-NO₃⁻. A taxa líquida de mineralização foi calculada pela diferença entre N-(NH₄⁺ + NO₃⁻) no final e início da incubação. A taxa líquida de nitrificação equivale à concentração de N-NO₃⁻ final menos a inicial. Uma segunda subamostra de 5 g foi seca a 105° C para determinação da umidade gravimétrica e os resultados foram expressos em massa de solo seco.

Resultados e Discussão

Biomassa microbiana

Os valores da biomassa microbiana C e N do solo variaram significativamente com as doses de lodo de esgoto e com as épocas de amostragens, sendo diretamente proporcionais às concentrações de lodo de esgoto (Tabelas 1 e 2).

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

Tabela 1. Carbono da biomassa microbiana e suas respectivas porcentagens em relação ao C total (valores entre parênteses), na camada 0-10 e 10-20 cm de profundidade de solo tratado com doses de lodo de esgoto (LE) produzido na ETE Barueri, SP em várias épocas de coleta.

Tratamento	Biomassa C				
	outubro/00	março/01	outubro/01 mg C kg solo ⁻¹	novembro/01	março/02
0-10 cm					
Test	99eC ⁽¹⁾ (0,8)	113fC (0,9)	144fB (1,1)	163eA (1,0)	111eB (0,6)
NPK	228dC (1,7)	210eC (1,3)	260eB (1,6)	335dA (1,6)	207dC (0,9)
B1N	396cC (2,6)	438dB (2,7)	441dB (2,4)	559cA (2,30)	426cB (1,9)
B2N	399bcC (2,6)	502bB (3,0)	521bB (3,1)	601bA (2,3)	497bB (2,1)
B4N	418bC (2,5)	477cB (2,6)	488cB (2,6)	787aA (2,6)	487bB (1,7)
B8N	522aC (2,6)	529aC (2,6)	634aB (2,9)	809aA (2,7)	496aC (1,9)
10-20 cm					
Test	71 dA (0,6)	84 eA (0,6)	85 eA (0,6)	102 fA (0,8)	79 dA (0,4)
NPK	165 cC (1,2)	185 dB (1,3)	193 dB (1,2)	243 eA (1,2)	187 cB (0,9)
B1N	236 bC(1,7)	262 cB (1,7)	248 cBC (1,5)	301 dA (1,3)	255 cB (1,2)
B2N	239 bC(1,6)	302 bB (1,9)	301 bB (1,7)	454 cA (2,1)	288 bB (1,3)
B4N	227 bC(1,5)	332 aB (2,1)	322 bB (1,6)	529 bA (1,9)	318 abB(1,2)
B8N	289 aC (1,6)	339 aB (1,8)	360 aB (1,8)	577 aA (2,1)	337 aB (1,3)

(1) Médias seguidas de mesma letra, minúscula na coluna e maiúscula na mesma linha, dentro de cada atributo, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5%. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Tabela 2. Nitrogênio da biomassa microbiana e suas respectivas porcentagens em relação ao N total (valores entre parêntese), na camada 0-10 e 10-20 cm de profundidade de solo tratado com doses de lodo de esgoto, em várias épocas de coleta.

Tratamento	Biomassa N				
	outubro/00	março/01	outubro/01 mg N kg solo ⁻¹	novembro/01	março/02
0-10 cm					
Test	11 eB (1,1)	14 eB (1,7)	24 dA (2,2)	29 eA (2,4)	15 cB (1,1)
NPK	29 dB (2,9)	33 dB (3,8)	33 cB (3,2)	47 dA (3,1)	34 bB (2,3)
B1N	37 cC (3,4)	48 cB (4,9)	49 bB (4,6)	71 cA (4,2)	45 bB (2,9)
B2N	53 aC (4,9)	66 aB (6,7)	65 aB (5,8)	87 bA (4,5)	63 aB (3,5)
B4N	54 aC (4,6)	60 bB (5,2)	64 aB (5,2)	112 aA (4,8)	61 aB (2,8)
B8N	47 bC (3,9)	68 aB (5,2)	62 aB (4,2)	101 abA (4,2)	67 aB (2,9)
10-20 cm					
Test	08 eB (0,9)	10 eAB(1,3)	13 dA (1,5)	16 eA (1,6)	13 cA (0,9)
NPK	20 dB (2,1)	21 dAB (2,4)	24 cA (2,4)	31 dA (2,1)	20 bB (1,4)
B1N	25 cC (2,8)	33 cB (3,8)	35 bB (3,6)	52 cA (3,5)	31 aB (2,0)
B2N	32 bC (3,2)	41 bB (4,1)	41 aB (3,8)	69 bA (3,9)	42 aB (2,6)
B4N	37 aB (3,6)	45 aB (3,9)	44 aB (4,1)	63 bA (3,2)	38 aB (1,8)
B8N	33bC (3,1)	40 bB (3,6)	43 aB (3,3)	84 aA (3,7)	39 aB (1,8)

Médias seguidas de mesma letra, minúscula na mesma coluna e maiúscula na mesma linha, dentro de cada atributo, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5%. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

Os valores de biomassa C variaram de 99 a 809 mg kg⁻¹, nos primeiros 10 cm, e de 71 a 577 mg kg⁻¹ na camada de 10-20 cm. Já a biomassa N variou de 11 a 101 mg kg⁻¹ solo, na camada de 0-10 cm, e de 8 a 84 mg kg⁻¹ na camada de 10-20 cm. Esses dados indicam que o C e o N da biomassa microbiana concentraram-se nos primeiros 10 cm do solo. Os valores obtidos no presente estudo estão acima dos obtidos por Fortes Neto (2000) e semelhantes aos obtidos por Carmo (2001) para o lodo de esgoto proveniente da ETE de Barueri/SP.

No geral, a biomassa microbiana do solo determinada nas amostras coletadas em outubro de 2000, diferiu significativamente das demais coletas, obtendo-se nessa data os menores valores de biomassa. Isto deve ter ocorrido porque após a coleta de solo em outubro de 2000, houve novas aplicações de lodo. Na coleta realizada em novembro de 2001, a biomassa microbiana, determinada após 31 dias da aplicação do lodo de esgoto, diferiu significativamente das demais coletas, obtendo-se os maiores valores de biomassa microbiana. Isto pode ser atribuído ao aumento da atividade de microrganismos que são estimulados pelo alto teor de nutrientes e de matéria orgânica existente no lodo de esgoto. Estes resultados são corroborados pelos dados obtidos na curva de respiração do solo + lodo, após 250 dias de incubação em laboratório (Fig. 1), em que foi constatado que o pico da atividade microbiana se deu entre 32 e 37 dias de incubação, obtendo-se valores de 2.398 mg kg⁻¹ C-CO₂ aos 37 dias de incubação para a dose 8N de lodo.

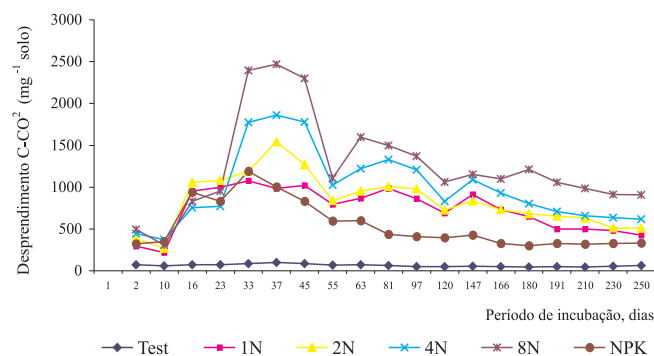


Fig. 1. Desprendimento de C-CO₂ durante 250 dias de incubação do solo + lodo em laboratório. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Os resultados das Tabelas 1 e 2 mostram que os teores de C e N da biomassa microbiana aumentaram com a adição de lodo, ou seja, até a dose estudada não ocorreu efeito inibitório. Esses resultados são semelhantes aos de Chander & Brookes (1991), Fliebach et al. (1994), Jahnel (1997), Banergee et al. (1997), Carmo (2001), Lorenzi & Lambais (2001) e Lopes (2001) porque, provavelmente, a atividade dos metais foi neutralizada pela presença da matéria orgânica existente no lodo. Entretanto, Fortes Neto (2000) e Pontes (2002), trabalhando com lodo de esgoto da ETE Barueri, previamente tratado com cal, relataram diminuição dos valores de biomassa microbiana com aplicação de altas doses ao solo. De acordo com esses autores, esta queda nos valores da biomassa microbiana pode estar ligada à incorporação de elevadas quantidades de sódio e/ou de metais pesados no solo, nas mais altas doses de lodo, os quais podem afetar os microrganismos, prejudicando sua ação na decomposição dos resíduos. Entretanto, o efeito tóxico dos metais na microbiota, em muitos casos, pode ser minimizado com a presença de matéria orgânica (Lambais & Souza, 2000) e minerais de argila, pela formação de quelatos (Eivazi & Tabatabai, 1988).

O C e o N microbiano representaram 0,4 a 3,1 % do C orgânico e 0,9 a 6,7 % do N total nas áreas estudadas, respectivamente (Tabelas 1 e 2). O aumento da dose de lodo de esgoto aplicado aumentou a relação $\frac{C_{\text{microbiano}}}{C_{\text{total}}}$ e $\frac{N_{\text{microbiano}}}{N_{\text{total}}}$ do solo. Este fato está relacionado com o aumento da entrada de matéria orgânica no solo, bem como a qualidade e a quantidade de matéria orgânica adicionada ao solo via lodo de esgoto.

De acordo com Wardle (1992), uma alta relação C/N da biomassa microbiana pode ser um indicativo de condições de estresse. Assim, para melhor avaliar o impacto da aplicação dos lodos nos solos foi calculada a relação C/N da biomassa do solo (Tabela 3).

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

Tabela 3. Relação C/N (%) da biomassa microbiana nas profundidades de 0-10 e de 10-20 cm de solos tratados com lodo de esgoto da ETE Barueri, SP, em diversos intervalos.

Tratamento	C/N da biomassa microbiana				
	Out/00	Mar/01	Out/01	Nov/01	Mar/02
0-10 cm					
Test	9,0	8,1	6,0	6,6	7,4
NPK	7,9	6,3	7,9	9,0	6,1
B1N	10,7	9,1	9,0	7,9	9,5
B2N	7,6	7,6	8,0	6,9	7,9
B4N	7,7	7,9	7,6	7,0	8,0
B8N	11,1	7,8	10,3	8,0	7,4
10-20 cm					
Test	8,9	8,4	6,5	6,4	6,1
NPK	8,2	8,8	8,0	7,8	9,3
B1N	9,4	7,9	7,1	5,8	8,2
B2N	7,5	7,3	7,3	6,6	6,9
B4N	6,1	7,3	7,5	8,4	8,4
B8N	8,8	8,5	8,2	6,9	8,6

Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2 N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Respiração basal e qCO_2 do solo

Os valores de $C-CO_2$ variaram de 20,8 a 123,6 $mg\ C-CO_2\ kg^{-1}$ solo h^{-1} , nos primeiros 10 cm, e de 15,3 a 91,6 $mg\ C-CO_2\ kg^{-1}$ solo h^{-1} na camada de 10-20 cm. Os valores obtidos evidenciam que houve diferenças significativas na respiração basal do solo, nas épocas de amostragens do solo sem e com adição de lodo de esgoto e, também entre as doses de lodo. De uma maneira geral, a respiração basal aumentou com a elevação das doses de lodo de esgoto adicionadas ao solo e diminuiu com o aumento da profundidade (Tabela 4). Estes fatos podem estar relacionados com a maior quantidade de material orgânico e nutrientes disponíveis na superfície do solo. Os dados estão de acordo com Stamaatiadis et al. (1999) os quais observaram que a respiração do solo foi quatro vezes maior no solo com lodo, do que no controle sem lodo. A respiração basal do solo correlacionou com o conteúdo de C da biomassa microbiana.

Tabela 4. Respiração basal na camada 0-10 e 10-20 cm de profundidade de solo tratado com doses de lodo de esgoto, em várias épocas de coleta.

Tratamento	Respiração basal				
	outubro/00	março/01	outubro/01	novembro/01	março/02
	mg C-CO ₂ kg solo ⁻¹ h ⁻¹				
	0-10 cm				
Test	20,8 eB ⁽¹⁾	20,9 bB	27,6 eA	30,1 eA	28,0 bA
NPK	32,2 dC	39,0 cB	37,5 dB	44,8 dA	30,9 bC
B1N	50,1 cC	65,3 aB	68,6 bB	81,1 cA	65,8 aB
B2N	50,2 bcC	65,8 aB	70,7 aB	102,9 bA	65,1 aB
B4N	52,2 bC	63,9 aB	61,2 cB	123,6 aA	64,3 aB
B8N	60,7 cC	62,9 aC	71,5 aB	115,9 aA	61,9 aC
	10-20 cm				
Test	15,3 eB	16,1 dB	24,0 bA	25,8 dA	20,1 bAB
NPK	21,8 dC	23,1 cBC	27,1 bB	34,1 dA	25,7 bB
B1N	25,1 cC	30,2 bB	33,1 aB	50,2 cA	35,0 aB
B2N	26,3 bcC	31,9 aB	32,9 aB	72,2 bA	33,2 aB
B4N	27,9 bC	32,5 bB	32,5 aB	91,6 aA	35,8 aB
B8N	30,6 aC	35,8 aB	33,7 aB	80,5 aA	34,7 aB

(1) Médias seguidas de mesma letra, minúscula na mesma coluna e maiúscula na mesma linha, dentro de cada atributo, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5%. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Uma alta taxa de respiração pode indicar tanto um distúrbio ecológico, como um alto nível de produtividade do ecossistema (Islam & Weil, 2000). Uma variável de interpretação mais fácil é a taxa de respiração por unidade de biomassa microbiana ou quociente metabólico (qCO_2). O qCO_2 tem sido utilizado como um indicador de estresse microbiano e interpretado como “eficiência microbiana”, pois trata-se de uma medida da energia necessária para manutenção da atividade metabólica em relação à energia necessária para síntese de biomassa (Bargett & Saggat, 1994). Assim, solos estressados apresentariam qCO_2 mais elevados do que solos não estressados. Nesse estudo, de modo geral, o qCO_2 aumentou com a elevação das doses de lodo de esgoto adicionadas ao solo (Tabela 5). Os maiores valores de qCO_2 foram determinados nos solos da área que vem recebendo a maior aplicação de lodo, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos. Os menores valores de qCO_2 foram obtidos na testemunha absoluta diferindo estatisticamente dos tratamentos que receberam aplicação de lodo de esgoto. Esses dados indicam que pode estar havendo um distúrbio no equilíbrio do solo. Os resultados estão de acordo

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

com Fortes Neto (2000) que encontrou maiores valores de qCO_2 para os solos com as doses mais elevadas de lodo de esgoto da ETE Barueri, previamente tratado com cal.

Tabela 5. Quociente metabólico (qCO_2) na camada 0-10 e 10-20 cm de profundidade de solo, tratado com doses de lodo de esgoto, em várias épocas de coleta.

Tratamento	qCO_2				
	outubro/00	março/01	outubro/01	novembro/01	março/02
0-10 cm					
Test	4,7 cBC ⁽¹⁾	5,4 cAB	5,2 cA	5,4 cA	4,0 cC
NPK	7,1 baA	5,3 cB	6,9 bA	7,5 aA	6,7 bA
B1N	7,9 bA	6,7 bB	6,4 bB	6,9 abB	6,4 bB
B2N	7,9 bA	7,6 baA	7,3 bA	5,8 cB	7,6 aA
B4N	7,5 bA	7,5 bA	7,8 bA	6,4 bB	7,6 aA
B8N	8,6 aA	8,4 aA	8,9 aA	7,0 aB	8,1 aA
10-20 cm					
Test	4,5 dA	5,2 dA	3,5 eB	3,9 dB	3,9 dB
NPK	7,5 cA	8,0 cA	6,8 dA	7,1 aA	7,2 cA
B1N	9,4 aA	8,6 cA	7,5 cB	6,0 cC	7,2 cB
B2N	8,4 bB	9,5 bA	9,2 bA	6,3 bC	8,6 bAB
B4N	8,5 bB	10,2 aA	9,9 abA	5,6 cB	8,9 bAB
B8N	9,4 aA	9,4 bA	10,7 aA	7,2 aB	9,7 aA

(1) Médias seguidas de mesma letra, minúscula na mesma coluna e maiúscula na mesma linha, dentro de cada atributo, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5 %. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Atividade enzimática do solo

Os valores de amilase variaram de 10,4 a 19,1 mg glicose g^{-1} solo h^{-1} , nos primeiros 10 cm, e de 7,1 a 15,2 mg glicose g^{-1} solo h^{-1} na camada de 10-20 cm, nos diferentes tratamentos (Tabela 6). Os valores de urease variaram de 3,0 a 12,9 e mg $N-NH_4$ g^{-1} solo h^{-1} , nos primeiros 10 cm, e de 2,9 a 9,8 e mg $N-NH_4$ g^{-1} solo h^{-1} na camada de 10-20 cm (Tabela 7). Os valores obtidos evidenciam que houve diferenças significativas na atividade de amilase e urease do solo, nas épocas de amostragens do solo sem e com adição de lodo de esgoto e, também entre as doses de lodo. De maneira geral, a atividade enzimática aumentou com a elevação das doses de lodo de esgoto adicionadas ao solo e diminuiu com o aumento da profundidade, o que pode

estar relacionado com a maior quantidade de material orgânico disponível na superfície do solo. Em geral, os maiores valores da atividade de amilase e urease foram obtidos nas duas maiores doses de lodo de esgoto. Quando comparados com a testemunha, a maior dose de lodo apresentou aumento na atividade de amilase e urease, respectivamente, de 56 e 85 %, na camada de 0-10 cm e de 83 e 141 %, na camada de 10-20 cm de profundidade.

Os valores da atividade de amilase e urease seguiram a mesma tendência dos valores obtidos para o C e N da biomassa microbiana, respectivamente. Houve correlações significativas entre o C e N da biomassa microbiana e o C e o N da atividade de amilase e urease ($r^2 = 0,88$ e $r^2 = 0,85$, $P < 0,05$), respectivamente. Resultados semelhantes foram obtidos por Albiach et al. (2000) e Melo & Marques (2000). Vários fatores podem afetar a atividade enzimática no solo, sendo que os principais problemas estariam ligados à presença de metais pesados, sais e pesticidas, componentes do lodo de esgoto (Gianfreda & Bollag, 1996).

Tabela 6. Atividade de amilase na camada 0-10 e 10-20 cm de profundidade de solo, tratado com doses de lodo de esgoto, em várias épocas de coleta.

Tratamento	Época				
	outubro/00	março/01	outubro/01	novembro/01	março/02
$\mu\text{g glicose g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$					
<u>0-10 cm</u>					
Test	10,4 eA ⁽¹⁾	11,6 eA	11,7 dA	12,3 cA	12,1 cA
NPK	12,6 dA	13,0 dA	12,7 dA	12,8 cA	12,0 cA
B1N	12,3 dB	13,1 dB	12,5 dB	13,9 cA	12,9 cB
B2N	14,0 cB	14,9 cB	14,5 cB	15,7 bA	14,8 bB
B4N	15,9 bB	16,9 bB	16,6 bB	18,6 aA	17,0 aB
B8N	17,8 aBC	18,5 aB	18,0 aB	19,1 aA	17,2 aC
<u>10-20 cm</u>					
Test	7,4 dA	7,1 cA	7,5 dA	8,1 cA	7,2 cA
NPK	8,1 cA	9,8 bA	9,2 cA	9,6 bcA	8,3 cA
B1N	8,9 cA	9,7 b A	9,1 cA	10,3 b A	8,1 c A
B2N	10,7 bB	10,0 bB	11,3 bB	13,1 aA	10,8 bB
B4N	12,8 aB	12,9 aB	11,7 bB	15,8 aA	13,1 aB
B8N	13,0 aB	13,9 aB	13,3 aB	15,2 aB	12,9 aB

(1) Médias seguidas de mesma letra, minúscula na mesma coluna e maiúscula na mesma linha, dentro de cada atributo, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5%. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo

Tabela 7. Atividade de urease na camada 0-10 e 10-20 cm de profundidade de solo, tratado com doses de lodo de esgoto, em várias épocas de coleta.

Tratamento	Épocas			
	outubro/00	março/01	outubro/00	março/01
μg N-NH ₄ g ⁻¹ solo h ⁻¹				
0-10 cm				
Test	3,0 cA	4,2 dA	3,9 eA	4,9 dA
NPK	5,3 bA	4,9 dA	5,1 dA	5,2 cdA
B1N	5,9 bB	5,1 dB	5,8 dB	6,8 cA
B2N	6,3 bC	6,9 cBC	7,2 cB	9,3 bA
B4N	8,4 aC	9,6 bB	9,4 bB	11,9 abA
B8N	9,8 aB	12,9 aA	11,9 aAB	12,7 aA
10-20 cm				
Test	2,9 d A	3,8 cA	3,0 dA	4,1 dA
NPK	4,1 cA	4,2 cA	4,7 cA	5,0 cdA
B1N	4,0 c A	4,9 cA	4,6 cA	5,6 cA
B2N	4,9 cB	5,6 bB	5,8 bcB	6,7 bcA
B4N	5,6 bcB	6,2 bB	6,8 bB	7,4 bA
B8N	7,5 aB	7,9 aAB	8,6 aAB	9,8 aA

Médias seguidas de mesma letra, minúscula na mesma coluna e maiúscula na mesma linha, dentro de cada atributo, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5%. Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de esgoto necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Decomposição do lodo de esgoto por meio de curva de decomposição

Os valores de desprendimento de CO₂, num período de 250 dias de incubação após a aplicação de lodo de esgoto, variaram significativamente com as doses e o tempo de amostragem de solo. Os valores de C-CO₂ variaram de 21 mg kg⁻¹ de solo para a testemunha, no segundo dia de avaliação, até 2398 mg kg⁻¹ com a maior dose de lodo (8N), no 37º dia de avaliação. Com o aumento da dose de lodo de esgoto foi observado um acréscimo na produção de CO₂, não ocorrendo em nenhuma das doses inibição do processo respiratório (Figura 1). Este fato também foi observado por Fortes Neto (2000) e Carmo (2001), que avaliaram a taxa de mineralização em lodo de esgoto proveniente da ETE de Barueri. Segundo Eivazi & Zakaria (1993), este aumento na respiração pode ser atribuído ao aumento da atividade de microrganismos que são estimulados pelo alto teor de nutrientes e de matéria orgânica existente no lodo de esgoto.

De acordo com Lo et al. (1992), as matérias orgânicas do lodo e do solo atuam na complexação de metais, reduzindo a sua disponibilidade a curto prazo e, conseqüentemente, a sua toxicidade, fornecendo, ao mesmo tempo, carbono para os microrganismos do solo. Por outro lado, a ausência de efeitos prejudiciais da aplicação de lodo contendo metais pesados a curto prazo não é garantia de que efeitos prejudiciais sobre as atividades e comunidades microbianas não venham a ocorrer posteriormente no solo (Witter et al., 1994).

Verificou-se que a produção de CO_2 diminuiu significativamente, no 14^o, 55^o e 125^o dia de incubação, em todas as doses de lodo. Observa-se que as curvas de desprendimento do C-CO_2 são típicas curvas de crescimento, e que a de produção de CO_2 mostra claramente o consumo dos compostos orgânicos existentes no solo. Resultados semelhantes a estes foram obtidos por Fortes Neto (2000) em estudo com lodo de esgoto proveniente da ETE de Barueri, SP.

O período de decomposição do carbono foi dependente da quantidade de lodo de esgoto aplicada ao solo. Assim, com a incorporação de 4, 8, 16 e 32 Mg ha^{-1} , verifica-se, na Figura 1, que, após 250 dias, a atividade microbiana continua ativa na decomposição do C no solo, com os valores de CO_2 , ainda no 250^a dia, superiores aos determinados no solo no início do experimento, com exceção para o tratamento NPK. Este aumento na taxa de desprendimento de CO_2 pode ser atribuído à presença de frações lábeis de matéria orgânica, como, entre outras, certos compostos nitrogenados prontamente decomponíveis no lodo (Jahnel, 1997). Essa relação entre maior atividade microbiana de CO_2 e maior teor de C orgânico também foi observada por Fortes Neto (2000), em solo que recebeu aplicação de lodo de esgoto da ETE Barueri, SP.

A matéria orgânica presente no lodo da ETE de Barueri, SP, forneceu os compostos necessários para o desenvolvimento dos microrganismos, e as curvas de produção de CO_2 simplesmente refletem o consumo de material energético adicionado, ao longo do período de incubação. O que se constata é que a presença de metais pesados não afetou, pelo menos de forma visível, a oxidação da matéria orgânica. Este fato, contudo não significa que a utilização

deste lodo seja inócua. A mineralização da matéria orgânica não significa o desaparecimento dos metais pesados. Pelo contrário, a redução dos teores de matérias orgânicas no solo acaba por tornar alguns metais mais prontamente disponíveis, com conseqüente aumento na absorção pelas plantas e com efeitos sobre os processos microbiológicos que ocorrem no ambiente do solo (Jahnel, 1997).

Mineralização do nitrogênio

O N mineral ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) e as taxas de mineralização após 250 dias de incubação do solo, na camada 0-20 cm de profundidade, estão apresentados na Tabela 8.

O nitrogênio orgânico existente no lodo foi rapidamente mineralizado, até as formas de amônio e nitrato, pelos amonificadores e nitrificadores. Por ser um processo mediado por microrganismos, qualquer elemento poluente, na composição química do lodo ou na alteração ocasionada no solo, poderá influenciar as reações de transformação do nitrogênio. Por isso, os teores de NH_4^+ e NO_3^- poderão ser utilizados como indicadores para avaliar a degradação de compostos nitrogenados no solo.

Na análise do lodo de esgoto da ETE Barueri, observou-se que praticamente todo o N estava na forma orgânica ($\text{N orgânico} = 34244 \text{ mg kg}^{-1}$ lodo e $\text{N mineral} = 7855 \text{ mg kg}^{-1}$ lodo). A incorporação de doses de lodo no solo proporcionou aumentos significativos nos teores NH_4^+ e NO_3^- , indicando que os compostos nitrogenados foram mineralizados pelos microrganismos amonificadores no solo. Fortes Neto (2000) observou que os amonificadores e a concentração de NH_4^+ mineralizado no solo aumentaram com as doses de lodo aplicadas, provavelmente devido ao conteúdo de N orgânico existente no lodo proveniente da ETE Barueri, SP.

Na avaliação da mineralização do N do solo verificou-se que o N mineralizado aumentou com o aumento das doses de lodo. No final do período de 250 dias de incubação houve maior produção de NO_3^- do que NH_4^+ , indicando um intenso processo de nitrificação no solo. Comparando os resultados de N mineralizado do tratamento NPK com os do tratamento 1N, verificou-se que a

aplicação do lodo, em quantidade baseada nas necessidades de N da cultura, são próximos, e, portanto pode ser indicio de substituição da adubação mineral, sem que quantidades excessivas de nitrato ocorram no solo. Entretanto, é importante estudar o processo de mineralização no campo para melhor compreensão do processo biogeoquímico do nitrogênio, principalmente aos processos de lixiviação e desnitrificação do N.

Tabela 8. Concentrações de N-NH_4^+ , N-NO_3^- ($\text{mg.g}^{-1}\text{solo}$) e taxas líquidas de mineralização e nitrificação ($\text{mg N.g}^{-1}\text{solo.dia}^{-1}$), após 250 dias de incubação. Os valores representam médias $\pm$ erro padrão.

Tratamentos	N- NH_4^+ 250 dias incubação $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ solo}$	N- NO_3^- 250 dias incubação $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ solo}$	Mineralização N 250 dias incubação $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ solo}$	Nitrificação N 250 dias incubação $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ solo}$
Test	$2,3 \pm 0,21$	$0,9 \pm 0,74$	$0,04 \pm 0,06$	$0,07 \pm 0,31$
NPK	$3,1 \pm 0,29$	$3,2 \pm 0,37$	$0,09 \pm 0,18$	$0,30 \pm 0,13$
B1N	$6,9 \pm 1,18$	$8,5 \pm 0,41$	$0,43 \pm 0,48$	$0,36 \pm 0,12$
B2N	$8,7 \pm 0,64$	$12,9 \pm 0,14$	$0,69 \pm 0,23$	$0,43 \pm 0,25$
B4N	$16,8 \pm 0,81$	$49,3 \pm 0,22$	$0,67 \pm 0,19$	$0,81 \pm 0,36$
B8N	$33,4 \pm 0,13$	$81,4 \pm 0,26$	$0,59 \pm 0,20$	$0,71 \pm 0,11$

Test = testemunha; NPK = adubação mineral recomendada; B1N, B2N, B4N e B8N = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas, quatro e oito vezes a quantidade de N da adubação mineral.

Referências

- ALBIACH, R.; CANET, R.; POMARES, F.; INGELMO, F. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. **Bioresource Technology**, v.75, p.43-48, 2000.
- ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon total organic carbon in arable soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.21, p.471-479, 1989.
- ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Application of eco-physiological quotient (qCO_2 and Dq) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, v.22, p.251-255, 1990.
- BAATH, E. Effects of heavy metals in soil on microbial process and population (a review). **Water Air and Soil Pollution**, v.47, p.335-379, 1989.

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

BARDGETT, G.D.; SAGGAR, S. Effect of heavy metal contamination on the short-term decomposition of labeled (^{14}C) in a pasture soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.26, p.727-733, 1994.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. Reciclagem de lodo de esgoto na agricultura. In: MELO, I.S.; SILVA, C.M.M.S.; SCRAMIN, S.; SPESSOTO, A. (Ed.). **Biodegradação**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. p.93-106.

BETTIOL, W.; SANTOS, I. **Efeito do lodo de esgoto em fitopatógenos veiculados pelo solo**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. 30p. (Embrapa Meio Ambiente: documentos, 24).

BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, v.19, p.269-279, 1995.

CARMO, J. B. **Impacto da aplicação de biossólidos nas atividades microbianas do solo**. 2001. 105p. Tese (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz, Piracicaba.

CHANDER, K.; BROOKES, P.C. Microbial biomass dynamics during the decomposition of glucose and maize in metal-contaminated and non-contaminated soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.23, p.917-925, 1991.

CHANDER, K.; BROOKES, P.C. Residual effects of zinc, copper and nickel in sewage sludge on microbial biomass in a sandy loam. **Soil Biology and Biochemistry**, v.25, p.1231-1239, 1993.

CHANDER, K.; BROOKES, P.C.; HARDING, S.A. Microbial biomass dynamic following addition of metal-enriched sewage sludges to a sandy loam. **Soil Biology and Biochemistry**, v.27, p.1409-1421, 1995.

DAR, G.H. Effects of cadmium and sewage sludge on soil microbial biomass and enzyme activities. **Bioresource Technology**, v.56, p.141-145, 1996.

DICK, R.P. Soil enzyme assays as indicators of soil quality. In: DORAN, J.W.L.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p.107-124. (SSSA Special Publication, 35).

DUXBURY, T. Ecological aspects of heavy metal responses in micro-organisms. **Advances in Microbial Ecology**, v.8, p.185-235, 1985.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M.A. Glucosidases and galactosidases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.20, p.601-606, 1988.

EIVAZI, F.; ZAKARIA, A. Beta-glucosidase activity in soil amended with sewage sludge. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.43, p.155-161, 1993.

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

FORTES NETO, P. **Degradação de biossólido incorporado ao solo avaliada através de medidas microbiológicas**. 2000. 113p. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz, Piracicaba.

GIANFREDA, L.; BOLLAG, J.M. Influence of soil natural and anthropogenic factors on enzyme activity in soil. In: STOTZKY, G.; BOLLAG, J.M. **Soil biochemistry**. New York: M. Dekker, 1996. p.123-193.

GILLER, K.E.; WITTER, E.; MCGRATH, S.P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial process in agricultural soils: a review. **Soil Biology and Biochemistry**, v.30, p.1389-1414, 1998.

GRISI, B.M. Participação da microbiota na ciclagem de nutrientes. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 4. 1996. Águas de Lindóia. **Anais**. Campinas: Software Gráfico Comércio e Serviços/Bicca Produções. 1996. CD-ROM.

HASSEN, A.; JEDIDI, N.; CHIERIF, M.; HIRI, A. Mineralization of nitrogen in a clayey loamy soil amended with organic wastes enriched with Zn, Cu and Cd. **Bioresource Technology**, v.64, p.39-45, 1998.

INSAM, H.; DOMSCH, K.H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequence of reclamation sites. **Microbial Ecology**, v.15, p.177-188, 1988.

JAHNEL, M.C. **Método de plaqueamento por gotas e outros parâmetros microbiológicos na avaliação da degradação de lodo ativado de curtume em solos**. 1997. 79p. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba.

JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil A method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v.8, p.209-213, 1976.

KHAN, M.; SCULLION, J. Effect of soil on microbial responses to metal contamination. **Environmental Pollution**, v.110, p.115-125, 2000.

LAMBAIS, M.R.; SOUZA, A.G. Impacto de biossólidos na comunidade microbiana dos solos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto**

ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.269-279.

LEITA, L.; DENOBILI, M.; MONDINI, C; MUHLBACHOURA, G.; MARCHINOL, L.; BRAGATO, G.; CONTIN, M. Influence of inorganic and organic fertilization on soil microbial biomass, metabolic quotient and heavy metal bioavailability. **Biology and Fertility of Soils**, v.28, p.371-376, 1995.

LO, K.L.S.; YANG, W.F.; LIN, Y.C. Effects of organic matter on the specific adsorption of heavy metals by soils. **Toxicological and Environmental Chemistry**, v.34, p.139-153, 1992.

LOPES, E.B.M. **Diversidade metabólica em solo tratado com biossólidos.** 2001. 65p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Escola Superior "Luiz de Queiroz", Piracicaba.

LORENZI, S.L.; LAMBAIS, M.R. Atividades microbianas e estrutura da comunidade de bactéria em solo argiloso contaminado com crômio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 28., 2001, Londrina, PR. **Anais.** Londrina: SBCS, 2001. p.63

LYNCH, J.M.; BRAGG, E. Microorganism and soil aggregate stability. **Advances in Soil Science**, v.2, p.133-171, 1985.

MORENO, J.L.; GARCIA, C.; LANDI, L.; FALCHINI, L.; PIETRAMELLARA, G.; NANNIPIERI, P. The ecological dose value (ed50) for assessing Cd toxicity on ATP content and dehydrogenase and urease activities of soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.33, p.483-489, 2001.

MAY, P.B.; DOUGLAS, L.A. Assay for soil urease activity. **Plant and Soil**, v.45, p.301-305, 1976.

MELO, W.J.; MARQUES, O.M. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.193-142.

PONTES, W.L. **Mineralização de um biossólido industrial no solo e efeito desse na biomassa e atividade microbiana.** 2002. 73p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

ROSS, D.J. A seasonal study of oxygen uptake of some pasture soils and activities of enzymes hydrolyzing sucrose and starch. **Journal of Soil Science**, v.16, p.73-85, 1965.

RUZICKA, J.; HANSEN, E.H. **Flow injection analysis.** New York: Wiley/Interscience, 1981. 271p.

STAMAATIADIS, S.; DORAN, J.W.; KETTLER, T. Field and laboratory evaluation of soil quality changes resulting from injection of liquid sewage sludge. **Soil Plant Science**, v.49, p.1-24, 1999.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A.(Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.69-105.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, v.19, p.703-707, 1987.

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

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

WITTER, E.; GILLER, K.; MCGRATH, S.P. Long-term effects of metal contamination on soil microorganisms. **Soil Biology and Biochemistry**, v.26, p.421-422, 1994.