VARIAÇÃO DA ACIDEZ DO SOLO EM RESPOSTA À ADIÇÃO DE MATERIAIS ORGÂNICOS

TADEU CAVALCANTE REIS

Engenheiro Agrônomo

Orientador: Prof. Dr. **ARNALDO ANTÔNIO RODELLA**

Dissertação apresentada a 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

Dezembro de 1998

ERRATA

Pág.	Parág.	Onde se lê	Leia-se
2	1	...como objetivo de relacionar...	...como objetivo relacionar...
19	1	...subamostras de esterco ...	...subamostras de: esterco ...
21	3	... de matéria orgânica, com...	...de matéria orgânica mais a testemunha, com
23	3	...pelo teste de Tukey.	...pelo teste de Tukey, quando pertinente.
28	Fig. 1
28	Fig. 1
29	2	...queda mais acentuada e pH...	...queda mais acentuada do pH...
31	2	... lodo 1 ter sido muito maior...	... lodo 1 ter sido maior...
32	1	...devido a maior acidez do Cb...	...devido ao maior poder tampão do Cb...
38	1	...alumínio trocável do LV...	...alumínio trocável do LV, medido espectrometria...
39	Tab. 7	... redução do Al...	... alteração do Al...
39	2	...material como turfa e lodos...	...materiais como os lodos...
42	Tab. 8	...cinética de primeiro grau...	...cinética de primeira ordem...

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

Reis, Tadeu Cavalcante

Variação da acidez do solo em resposta à adição de materiais orgânicos / Tadeu Cavalcante Reis. - Piracicaba, 1998.
65 p.

Dissertação (mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 1998.
Bibliografia.

1. Acidez do solo 2. Alumínio 3. Carbono orgânico 4. Matéria orgânica do solo
5. Microbiologia do solo 6. pH do solo 7. Química do solo I. Título

CDD 631.42

OFEREÇO

À minha mãe Alzenira,
pela extrema dedicação e apoio em todos os meus dias.
À minha companheira Cristina,
pela compreensão e incentivo.

À minha querida irmã Maria Goretti,
(In memoriam)

DEDICO

AGRADECIMENTOS

- Ao Professor Dr. Arnaldo Antonio Rodella, pela sua orientação dedicada, pela confiança, pela amizade e pelo exemplo.
- Aos colegas Fábio Prata e Adriana M. M. Pires, pelo auxílio na execução deste trabalho e pelo apoio de verdadeiros irmãos nos momentos difíceis.
- Ao Professor Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos, pela iniciação na pesquisa científica e por sempre acreditar no meu potencial.
- À Secretária Maria Angélica Poletto Bernardino pela sua presteza e eficiência na resolução de problemas burocráticos.
- À todos os colegas de pós-graduação, pelos bons momentos que me proporcionaram.
- À CAPES, pela bolsa concedida.
- Ao Estagiário Chrístian G. Rodrigues pela ajuda na realização das análises químicas.
- À Laboratorista Rita de Cássia C. L. Castro pelo auxílio com as técnicas laboratoriais.
- Ao corpo de professores e funcionários do Setor de Química Analítica, Departamento de Química – ESALQ/USP, pela amizade que sempre me dedicaram.
- Ao Deus Pai Todo Poderoso, por ter iluminado o meu caminho e nunca ter deixado nada me faltar.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	vii
SUMMARY.....	ix
1 INTRODUÇÃO.....	01
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	03
2.1 Importância da acidez do solo.....	03
2.2 Origem da acidez do solo.....	04
2.3 pH de soluções aquosas.....	04
2.4 pH do solo.....	06
2.5 Alumínio do solo.....	07
2.6 Relação entre acidez do solo e matéria orgânica.....	09
2.7 Decomposição dos materiais orgânicos no solo.....	13
2.8 Cinética de degradação.....	15
2.9 O modelo de cinética de primeira ordem.....	16
3 MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1 Caracterização dos solos utilizados.....	18
3.2 Caracterização dos materiais orgânicos utilizados.....	19
3.3 Experimento 1 - Efeito da adição de material orgânico sobre o pH e teor de alumínio trocável do solo.....	21
3.3.1 Instalação.....	22
3.3.2 Variáveis analisadas.....	23
3.4 Experimento 2 - Relação entre a degradação microbiana da matéria orgânica e o pH do solo.....	24
3.4.1 Instalação.....	25

3.4.2 Variáveis analisadas.....	26
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	27
4.1 Experimento 1 - Efeito da adição de material orgânico sobre o pH e teor de alumínio trocável do solo.	27
4.2 Experimento 2 - Relação entre a degradação microbiana da matéria orgânica e o pH do solo.....	40
4.2.1 Cinética da degradação dos materiais orgânicos.....	40
4.2.2 Relação entre produção de CO ₂ e pH.....	46
5 CONCLUSÕES.....	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	52
APÊNDICE.....	61

VARIAÇÃO DA ACIDEZ DO SOLO EM RESPOSTA À ADIÇÃO DE MATERIAIS ORGÂNICOS

Autor: TADEU CAVALCANTE REIS

Orientador: Prof. Dr. ARNALDO ANTONIO RODELLA

RESUMO

Foram conduzidos dois experimentos de incubação de amostras de terra com diferentes fontes de carbono orgânico, objetivando relacionar as possíveis variações de pH e de alumínio trocável com a natureza dos materiais orgânicos utilizados, com as variações das formas de alumínio e com a atividade microbiológica do solo.

O primeiro estudo foi conduzido em casa de vegetação, utilizando o delineamento estatístico inteiramente casualizado em arranjo fatorial, incubando-se amostras de terra de dois solos com diferentes valores de pH e alumínio trocável por um período de 175 dias, com dez materiais orgânicos: palha da cana, feijão de porco (*Canavalia ensiformis* D.C.), esterco bovino e de galinha, composto orgânico, vermicomposto, turfa, vinhaça e dois lodos de esgoto com diferentes períodos de armazenamento.

Durante a incubação foram realizadas determinações periódicas de pH (H_2O e $CaCl_2$ $0,01\text{mol L}^{-1}$) e alumínio trocável, as quais permitiram verificar que os materiais orgânicos estudados, com exceção da turfa e do composto orgânico, atuaram na redução da acidez das amostras de terra. O aumento do pH e a redução do alumínio trocável notados no estudo foram basicamente atribuídos à alcalinidade prontamente reativa de

alguns materiais e à ação alcalinizante ou complexante de compostos liberados durante a degradação da matéria orgânica.

Além de diminuir a amplitude das variações totais de pH e alumínio trocável dos tratamentos, a incubação dos materiais orgânicos, nas amostras de terra de maior acidez, resultou numa alteração mais lenta deste atributo, que foi atribuída a maior dificuldade de decomposição dos materiais nessa condição.

A determinação do alumínio complexado pela matéria orgânica, através de extração com CuCl_2 , evidenciou que o processo de complexação contribuiu pouco com a redução do alumínio trocável do solo, ficando evidente que o aumento do pH foi o principal responsável pela alteração.

O segundo ensaio foi conduzido em câmaras de incubação com temperatura controlada, onde amostras de terra de um Cambissolo foram incubadas com cinco materiais orgânicos sob temperaturas de 20 e 30° C, por um período de 38 dias. Após este período, as temperaturas foram elevadas a 35° C e mantidas até o final do ensaio, 71 dias. Os materiais utilizados foram: feijão de porco, esterco bovino, vinhaça, turfa e um lodo de tratamento biológico de efluentes.

Ao longo de todo o período de incubação foi realizado o acompanhamento do CO_2 desprendido de cada tratamento e dos respectivos valores de pH, determinando-se ao final dos 38 dias de incubação os teores de alumínio trocável. Os resultados indicaram que a vinhaça foi o material que apresentou maior porcentagem de mineralização, seguido do feijão de porco, esterco bovino, lodo e turfa.

Aos dados de produção de CO_2 foi ajustado o modelo de cinética de primeira ordem, que permitiu o cálculo das constantes de velocidade de degradação dos materiais orgânicos.

As determinações de pH do solo, ao longo do período de incubação permitiram a observação de comportamentos semelhantes aos obtidos no primeiro ensaio para esse atributo, sendo que as alterações de pH resultantes da adição de vinhaça foram mais expressivas a 30° C que a 20° C e foram relacionadas à quantidade acumulada de CO_2 liberado.

SOIL ACIDITY ALTERATIONS IN RESPONSE TO ORGANIC MATTER ADDITIONS

Author: TADEU CAVALCANTE REIS

Adviser: Prof. Dr. ARNALDO ANTONIO RODELLA

SUMMARY

The effect of decomposition of organic materials on soil pH and exchangeable aluminum (EA) content was studied in two pot experiments.

The first experiment included two soils with low and high pH. Ten different organic materials were incorporated and incubated with 2 kg of soil (during 175 days). The organic amendments included sugarcane trash, cattle manure, chicken manure, compost, worm compost, peat, sugarcane fermentation residue (SFR), two sewage sludges and a green manure (*Canavalia ensiformis* D.C.).

During the incubation period, soil samples were collected for pH (CaCl_2 0.01 mol L⁻¹) and EA determinations. Organic materials, with the exceptions of peat and compost, caused an elevation of soil pH and a drop in EA. Those effects were attributed both to basic compounds already present in the organic materials, as well as products of organic matter degradation. Changes in pH and EA due to the addition of organic materials were limited in the soil with low pH, indicating a buffering effect.

Soil was also extracted with CuCl_2 in order to explain the observed changes in aluminum under the addition of organic materials. EA decreased due to pH elevation rather than Al complexation by organic compounds.

The second experiment was carried out under various temperatures, using a precision incubator set to measure BOD (Biochemical Oxygen Demand). Five organic materials (cattle manure, SFR, sewage sludge and green manure) were incubated at 20 or 30°C for 38 days. After-wards the temperature was raised to 35°C and the incubation then continued for 43 days. Soil incubation was carried out in closed jars in order to measure soil respirometry (CO_2 production). Soils samples for pH (CaCl_2) determinations were also collected. Total CO_2 evolved was quantified by a conductimetric method, and this data was fitted to a first order kinetics model.

First-order rate constants were successfully used to monitor the process of degradation. However, for sewage sludge a time independent constant was added to first order model to account for the instantaneous productions of CO_2 , which was detected at both temperatures. The amount of CO_2 produced at the beginning of the incubation was attributed to the reaction between carbonate and soil acid. During the processing of sludge, calcium oxide is added for pH adjustment, and this compound is transformed into CaCO_3 after it reacts with CO_2 from the atmosphere. This result indicated that respirometry data from sludge incubation may be affected by CO_2 production of from inorganic sources.

Respirometry from SFR fit well with first-order kinetic model. During the early periods of incubation, the amounts of CO_2 produced after the addition of SFR were smaller than those produced in soil from the control (no organic material added).

The highest % carbon mineralized and the highest first-order rate constants were observed for SFR. The amounts of CO_2 produced during incubation of SFR were well correlated to changes in soil pH.

1 INTRODUÇÃO

A matéria orgânica aplicada ao solo exerce grande influência sobre suas propriedades químicas, físicas e biológicas. Após incorporação de materiais orgânicos ao solo, uma parte do carbono adicionado é emanado como CO_2 e o restante pode permanecer inalterado ou ser incorporado à biomassa microbiana. Esse processo de transformação da matéria orgânica é vital para o funcionamento dos ecossistemas terrestres associados à atividade humana.

Nos solos onde fontes de carbono orgânico são incorporadas, dentre outras alterações, ocorre nítida variação em sua reação, expressa pelo pH e pela concentração de alumínio trocável, afetando diretamente sua fertilidade.

No Brasil, a maioria dos solos apresentam média a alta acidez, o que resulta em níveis tóxicos de alumínio e deficiência de nutrientes às plantas. A incorporação de matéria orgânica na forma de adubação verde, restos de culturas, esterco, resíduos agroindustriais de natureza orgânica, lodo de tratamento biológico de efluentes, entre outros, é prática frequentemente recomendada para solos com baixo teor de carbono orgânico visando obter uma série de benefícios, entre os quais, a redução da acidez do solo.

Embora as variações de pH e alumínio trocável de solos incubados com fontes de matéria orgânica sejam frequentemente abordadas, ainda podem ocorrer questionamentos na interpretação desse processo.

A hipótese relacionada ao presente trabalho é que materiais orgânicos de diferentes naturezas afetam o pH e o teor de alumínio trocável do solo de modos distintos, que podem ser relacionados diretamente à composição química dos materiais, natureza do solo e fatores ambientais.

O presente trabalho teve como objetivo de relacionar as variações de pH e do alumínio trocável do solo, ocorridas em função da incubação de materiais orgânicos de diferentes procedências, com a natureza dos mesmos, com possíveis variações das formas de alumínio e com a atividade microbiológica do solo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A importância da acidez do solo

O desenvolvimento de culturas pode ser prejudicado em solos ácidos. Como a maioria dos solos brasileiros apresentam média a alta acidez, com pH em água normalmente menor que 5,5 (Veloso, 1992), níveis tóxicos de alumínio e manganês podem ser observados, além de deficiência de cálcio, magnésio e fósforo.

A acidez do solo também se relaciona com a retenção de cátions pelo complexo de cargas negativas do solo. Diferentemente das regiões temperadas, nos solos das regiões tropicais ocorre, em geral, predominância de cargas variáveis, dependentes dentre outros fatores do pH, o que pode determinar, sob condições de acidez elevada, uma capacidade de troca catiônica (CTC) baixa ou até mesmo nula (Malavolta & Kliemann, 1985).

Como efeito nocivo da acidez do solo, também pode ser observada em pH inferior a 5,5 uma sensível redução da atividade microbiana, principalmente de bactérias, influenciando assim os processos biológicos do solo como mineralização, nitrificação e fixação de nitrogênio (Fassbender, 1975).

2.2 Origem da acidez do solo

Várias são as causas da acidez do solo. Malavolta (1985) as atribui à: percolação das cátions básicos e consequente acúmulo de H_3O^+ ; a decomposição dos minerais de argila e o aparecimento de Al trocável; oxidação microbiana do nitrogênio amoniacal; exudação de íons H^+ pelas raízes das plantas para a manutenção do equilíbrio eletrostático interno, após a absorção de cátions e dissociação de radicais carboxílicos e fenólicos da matéria orgânica.

Segundo Melo (1985), o alumínio surge no solo, na forma trocável e na solução, devido ao processo de dissolução de hidróxido de alumínio amorfo e cristalino em meio ácido. Com a formação dos monômeros alumínio, este elemento torna-se responsável por grande parte da acidez do solo pois, quando em solução na forma de íon hexahidratado, apresenta um comportamento ácido, expresso, segundo a teoria de Bronsted-Lowrys, pelos seguintes equilíbrios de transferência de prótons:

2.3 pH de soluções aquosas

O conceito de pH deriva do equilíbrio de ionização das moléculas de água, definido por um parâmetro denominado *constante do produto iônico da água*. Pela definição original de Sorensen, pH, que significa potencial de hidrogênio, corresponde ao valor negativo do logaritmo da concentração de íons hidrogênio presentes em uma solução, podendo variar entre 0 e 14. Em vista do exposto, fica evidente que o pH é um parâmetro de soluções aquosas, embora seja por vezes empregado para meios não aquosos.

Com o desenvolvimento do conceito termodinâmico de atividade, a definição de pH foi alterada para valor negativo do logaritmo da atividade de íons hidrogênio. É interessante constatar que um conceito tão utilizado seja definido em termos de um atributo que, em princípio, é imensurável, pois a atividade do íon hidrogênio, como de qualquer outra espécie iônica isolada, não pode ser medida diretamente pelo fato de que um íon não pode ocorrer em uma solução sem que ocorra outro de carga oposta. Entretanto, é possível medir uma quantidade que, se não é exatamente igual à atividade do íon hidrogênio, é muito próxima a ela.

Modernamente, definições de pH são estabelecidas em termos operacionais e não termodinâmicos, pela medida de potencial de eletrodo de hidrogênio de soluções padrão. Nas medidas usuais de pH o eletrodo mais empregado é o de vidro (Bates, 1973). Essas escalas operacionais são estabelecidas com base na equação de Nernst, que resulta na expressão:

$$\text{pH (amostra)} = \text{pH(solução padrão)} + (E_a - E_p)F/2,303RT$$

na qual, E_a e E_p são os potenciais do eletrodo de vidro nas soluções de amostra e padrão, respectivamente; F é a constante de Faraday; R a constante dos gases perfeitos e T a temperatura em graus Kelvin. À temperatura de 25°C e para potenciais de eletrodo medidos em milivolts tem-se:

$$\text{pH (amostra)} = \text{pH(solução padrão)} + (E_a - E_p)/59,15$$

Das nove soluções padrão disponíveis, cinco são aceitas pela IUPAC – International Union of Pure and Applied Chemistry- para definição operacional da escala de pH, e destas, duas são rotineiramente empregadas na aferição de equipamentos para determinação de pH de soluções:

pH 6,865 a 25°C: solução 0,025 mol kg⁻¹ em KH₂PO₄ e 0,025 mol kg⁻¹ Na₂HPO₄

pH 4,008 a 25°C: solução 0,05 mol kg⁻¹ de ftalato ácido de potássio

Essas soluções são empregadas para aferir o medidor de pH pelo chamado *método de calibração de dois pontos*, que se utiliza dois controles independentes para determinar um intervalo linear de calibração. Este procedimento apresenta vantagens sobre a calibração com uma única solução padrão, efetuada em antigos medidores de pH, pois nesta é necessário a pressuposição de que o eletrodo tem *resposta nernstiana*, ou seja, uma relação linear entre potencial e pH, com coeficiente angular fixo de 59,15 milivolts.

2.4 pH do solo

O termo *pH do solo* deve ser entendido como o pH de uma suspensão de solo em água ou solução salina. Assim, o pH do solo depende da relação entre quantidades de terra e de solução extratora, concentração de sais solúveis, tempo de extração entre outros.

A diluição resulta no aumento do pH da suspensão, podendo ultrapassar uma unidade de pH quando se passa da condição de pasta saturada para suspensão, com relação solo:água de 1:5 (Chapman et al., 1941). Em 1930, a relação solo:água de 1:2,5 foi adotada pelo Comitê de Reação do Solo da Sociedade Internacional de Ciência do Solo. Segundo Raij (1986), o efeito da diluição está relacionado com a variação da concentração de sais no meio. Com o aumento da concentração salina, ocorre compressão da dupla camada elétrica, o que faz com que o gradiente de concentração do íon hidrogênio através da mesma se reduza e o pH da suspensão diminua, de forma que se aproxime do pH da superfície das partículas. Por outro lado, o aumento da concentração do eletrólito na suspensão favorece o deslocamento de Al^{3+} do complexo de troca e, conseqüentemente, o processo de hidrólise desse íon, o qual responde por parte da diminuição do pH (Ragland & Coleman, 1960).

Sabendo que a concentração de sais solúveis do solo podiam variar de forma sazonal, em função de adubações e de variações na precipitação pluviométrica, Scofield & Taylor (1955) sugeriram que leituras de pH fossem feitas em solução de CaCl_2 0,01 mol L⁻¹, para que houvesse nivelamento do efeito dos sais sobre a medida de

pH do solo. Segundo Peech (1965), essa condição de concentração não é muito diferente, em ordem de grandeza, daquelas existentes em soluções de solos não salinos, em condições ótimas de umidade.

Embora seja uma medida muito simples de ser efetuada, o pH pode informar não apenas se o solo é ácido, mas ainda indicar a disponibilidade de micronutrientes e fósforo ou a toxicidade de outros elementos. Quando o pH em água do solo está abaixo de 4, indica a presença de ácidos livres, como H_2SO_4 , por exemplo. Valores entre 4 e 5 indicam a presença do cátion alumínio em sua forma hidratada $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$, com efeitos sobre o desenvolvimento radicular das plantas. Em solos com pH acima de pH 5,5, a química do alumínio é dominada por uma complexa mistura de íons hidroxialumínio altamente polimerizados. Finalmente tem-se os solos calcáreos, com pH entre 7 a 8,3, indicando a presença de CaCO_3 (Thomas, 1996).

2.5 Alumínio do solo

A intensidade dos efeitos adversos ocasionados pelo alumínio na morfologia das plantas, sobretudo nas raízes, tem se mostrado altamente correlacionada com a atividade do íon Al^{3+} na solução do solo (Brenes & Pearson, 1973; Pavan, 1982). Portanto, qualquer reação que o remova da forma iônica reduzirá seu efeito tóxico (Bartlett & Riego, 1972). A matéria orgânica tem se mostrado bastante efetiva na minimização do efeito tóxico do alumínio, seja pelo mecanismo de precipitação devido ao aumento do pH (Yan, 1996) ou pela sua complexação por ácidos orgânicos de baixo peso molecular (Hue, 1986).

A fração trocável do alumínio no solo envolve principalmente as formas monoméricas deste elemento, enquanto os polímeros inorgânicos e o alumínio complexado pela matéria orgânica constituem a fração não trocável (Mc Lean, 1976).

Juo & Kamprath (1979) definiram como “alumínio reativo do solo” o conjunto das seguintes espécies químicas: o alumínio solúvel e prontamente trocável; os polímeros positivamente carregados de hidroxialumínio de vários tamanhos e graus de hidratação; o hidroxialumínio situado nas entrecamadas de vermiculita e

montmorilonita; íons Al^{3+} e íons hidroxialumínio associados a matéria orgânica e as formas amorfas mais solúveis de $\text{Al}(\text{OH})_3$. Entretanto, como destacam Pionke & Corey (1967), não existe uma linha divisória clara entre a fração trocável e não trocável, sendo essas formas normalmente diferenciadas em função do método usado na determinação.

A solução neutra de KCl 1 mol L^{-1} tem sido largamente empregada na extração do alumínio trocável dos solos (Lin & Coleman, 1960), sendo considerada um extrator eficiente nesta determinação. Segundo Pionke & Corey (1967), a solução de acetato de amônio tamponada a pH 4,8 extrai uma fração dos polímeros inorgânicos de alumínio e o alumínio complexado pela matéria orgânica. Soluções de LaCl_3 $0,33 \text{ mol L}^{-1}$ e de CuCl_2 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ tem se mostrado efetivas na extração das formas trocáveis e não trocáveis de alumínio, particularmente da fração complexada pela matéria orgânica, embora possam extrair igualmente polímeros de hidroxialumínio inorgânicos (Juo & Kamprath, 1979). A capacidade de extração da solução de CuCl_2 se deve a alta afinidade do íon Cu^{2+} por radicais carboxílicos da matéria orgânica aos quais o íon Al^{3+} está associado

Miyazawa et al. (1993) quantificando a contribuição da complexação na redução dos teores de alumínio trocável do solo sob adição de matéria orgânica, avaliaram o alumínio complexado através da diferença entre o teor de Al extraído por CuCl_2 e por KCl . Já Mendonça (1995), estudando a relação da oxidação da matéria orgânica com as formas de Al no solo, considerou a diferença entre os teores do elemento extraído por LaCl_2 e KCl como o alumínio reativo fracamente associado à matéria orgânica e a diferença entre teores extraídos por CuCl_2 e LaCl_2 como as formas reativas fortemente associadas às frações orgânicas e minerais.

Segundo Pavan (1983), em determinados solos, as quantidades de alumínio não trocáveis podem atingir valores bastante elevados em relação ao alumínio total extraído. Embora esta fração não exerça efeitos fitotóxicos diretos, atua no tamponamento do pH do solo e afeta a atividade do Al^{3+} na solução (Juo & Kamprath, 1979).

2.6 Relação entre matéria orgânica e acidez do solo

É conhecido o fato de que as transformações decorrentes da aplicação de matéria orgânica ao solo afetam diretamente a disponibilidade dos nutrientes às plantas, através do impacto nas propriedades químicas e biológicas do solo. Aliado a este fato, a melhoria das propriedades físicas e físico-químicas é refletida sobre as produções das culturas.

Apesar da relação entre a matéria orgânica e a acidez do solo ser bastante estudada, diferentes pontos de vista são abordados na interpretação desse processo. O efeito mais comum da adição de diferentes fontes de matéria orgânica, quase sempre é a elevação do pH do solo (Paz et al., 1976; Mello et al., 1982; Cambuim & Cordeiro, 1986 e Camargo et al. 1987). Para se interpretar o comportamento do pH dos solos com a incorporação de matéria orgânica é necessário considerar as variações na composição química dos materiais orgânicos, os atributos dos solos utilizados e as condições ambientais de decomposição.

Eira & Carvalho (1970), adicionaram diferentes fontes de carbono ao solo e verificaram que materiais mais estabilizados, ou seja, em estado mais adiantado de decomposição da fração orgânica, causaram apenas uma alteração imediata do pH do solo, enquanto os que não haviam sofrido uma prévia decomposição, além da alteração logo no início da incubação, também promoveram variações no decorrer desse processo. Isto sugere que as alterações de pH durante o período de incubação de materiais orgânicos no solo são diretamente ligadas à decomposição destes produtos. Assim, diferenciam-se duas formas de alteração do pH do solo pelos materiais orgânicos: uma que ocorre logo após a adição devido a alcalinidade ou acidez destes, e outra, devido a liberação de seus constituintes durante a decomposição realizada pelos microorganismos do solo. Os autores observaram que a incorporação de palha de cana e torta de algodão promoveu uma elevação do pH do solo. Um efeito oposto, contudo, foi detectado durante a decomposição da glucose.

Ernani & Gianello (1983) incorporando cama de frango ao solo, atribuíram a elevação do pH do mesmo tanto à difusão da amônia como à passagem de cálcio e

magnésio do material para o solo. O aumento no teor destes cátions é também citado por Mazur et al. (1983) para explicar o aumento do pH do solo pela adição de composto de resíduos urbanos. Como os materiais orgânicos citados apresentam caráter alcalino, pode-se atribuir à esta característica a capacidade dos mesmos em aumentar o pH dos solos e não propriamente ao aumento da concentração de cátions como cálcio magnésio. O efeito isolado destes cátions não poderia explicar a elevação do pH, visto que quando adicionados ao solo na forma de sais neutros, como CaCl_2 e MgCl_2 por exemplo, aumentam a força iônica da solução do solo, diminuindo assim o pH devido ao deslocamento de Al^{3+} dos sítios de adsorção e posterior hidrólise (Takachi & Pavan, 1995). De acordo com Korcak (1980), materiais orgânicos com elevada alcalinidade como lodos de esgoto, aumentam o pH do solo independentemente das transformações da matéria orgânica.

Essas considerações se baseiam no fato de não serem cátions, mas sim ânions, que atuando como bases de Bronsted-Lowry, neutralizam íons H^+ e elevam o pH do solo. Segundo Alcarde (1985), os materiais que podem ser usados na correção da acidez dos solos são aqueles que contém óxidos, hidróxidos, carbonatos e silicatos de cálcio e ou de magnésio como princípios ativos, tais como: calcário dolomítico, calcário calcinado, óxido de cálcio ou de magnésio, hidróxido de cálcio, hidróxido de magnésio entre outros.

O papel de cátions e ânions na acidez do solo foi evidenciado por Yan et al. (1996), que cultivando leguminosas em vasos contendo 5 kg de solo por um período de 45 dias, observaram uma redução do pH do solo de 6 para 5,64, a qual foi atribuída ao mecanismo de liberação de prótons (H^+) pelas raízes. Em consequência dessa liberação, as plantas acumularam ânions orgânicos capazes de neutralizar ácidos do solo caso o tecido vegetal fosse adicionado ao mesmo. Os autores determinaram uma quantidade de prótons liberados de 3,27 cmol H^+ por vaso e uma quantidade aproximadamente equivalente de alcalinidade, 3,44 cmol, acumulada na parte aérea das plantas. Com o retorno da parte aérea da leguminosa ao solo, o pH aumentou de 5,64 para 6,29 após 7 dias. Conduzindo-se a incubação até 307 dias, observou-se uma nova acidificação do solo até pH 5,86 que segundo os autores, foi devido à nitrificação.

Os resultados obtidos por Miyazawa et al. (1993), na avaliação do efeito da aplicação de vinte espécies de plantas para adubação verde e resíduos de culturas sobre o pH e Al do solo, já haviam indicado que os resíduos de leguminosas causaram maiores acréscimos no pH, quando comparados com a aplicação de resíduos de gramíneas. Esta observação pode ser relacionada aos resultados de Pierre & Banwart (1975), que encontraram valores médios de alcalinidade em cinzas de leguminosas e gramíneas iguais a 110 e 69 cmol kg⁻¹, respectivamente.

A formação de complexos entre ligantes orgânicos e o íon alumínio, sugerido por Clark & Nichol (1966) como explicação para o maior desenvolvimento de plantas em solos que receberam matéria orgânica, foi utilizada por Hoyt & Turner (1975) para explicar o aumento do pH do solo após a adição de farelo de alfafa. Estes autores justificaram a capacidade complexante da matéria orgânica do farelo de alfafa sobre o alumínio, através de comparação da curva de titulação potenciométrica de uma solução pura deste íon, com a curva de uma solução do íon contendo o material orgânico. Embora os dados apresentados no trabalho sejam bastante coerentes, pode-se argumentar que os indícios da existência de complexação de alumínio foram obtidos em testes de laboratório, sem a garantia de que o processo seria reproduzido no solo, sob os efeitos das transformações microbianas.

Rodella et al. (1983), assim como Hoyt & Turner (1975), observaram a existência de atividade complexante da vinhaça sobre o íon alumínio de uma solução de um sal desse elemento. Verificaram ainda, que o efeito da vinhaça na redução da acidez trocável e elevação do pH do solo, foram dependentes da temperatura e umidade de incubação. De forma semelhante, Cang et al.¹, citados por Yadvinder-Singh et al. (1992), trabalhando com adubação verde verificaram que, enquanto foram detectadas mudanças no pH do solo, incubado a 28° C, elas não ocorreram a 15° C. Essas observações provavelmente relacionam as alterações do pH no decorrer da incubação à atividade dos microrganismos do solo.

¹ CANG Dong-ging; WANG Jing-hua; ZHANG Xiao-nian. Acidity in tu tian-ren (ed.). **Physical Chemistry of Paddy Soils**. Beijing: Science Press, p. 131-156, 1985.

Procurando avaliar o efeito da vinhaça sobre a acidez de três solos, Mattiazzo & Gloria (1987) adotaram tratamentos com e sem aplicação de brometo de metila e verificaram que nos tratamentos com vinhaça e esterilização do solo ocorreu a mesma diminuição inicial do pH observada no solo tratado apenas com o resíduo. Contudo, no primeiro caso o aumento deste atributo só ocorreu quando se interrompeu a aplicação de brometo de metila, evidenciando que a paralisação da atividade microbiana impediu a alteração do pH e, segundo os autores, a consequente diminuição da concentração de alumínio trocável. Sugeriu-se como causa para esta elevação do pH, a hipótese que a adição de vinhaça tornou o meio redutor, promovendo consumo de íons H^+ , justificativa esta também preconizada por Sengik et al. (1988). Este mecanismo foi parcialmente esclarecido por Leal et al. (1983), ao incubar um solo com doses crescentes de vinhaça e uma quantidade conhecida de NO_3^- , que funcionou como um receptor de elétrons adicional ao oxigênio presente. Através das medidas de CO_2 liberado, pôde-se relacionar a aplicação da vinhaça com o aumento da atividade microbiana, a qual tem como consequência a intensificação do consumo de O_2 do solo. Aliada à baixa velocidade de difusão do O_2 em solo úmido, a intensa respiração causou um abaixamento do potencial redox do solo, o qual foi comprovado através de medidas diretas e pela diminuição do teor de NO_3^- do solo. Sob tais condições, a disponibilidade de O_2 é restrita e o substrato reduzido, tal como os compostos orgânicos da vinhaça, doa elétrons que são transferidos a receptores terminais como óxidos de nitrogênio, óxidos de ferro, óxidos de manganês, entre outros. Reações de redução, como as indicadas a seguir, envolvem consumo de íons H^+ com consequente elevação do pH.

Numa revisão sobre os efeitos da adubação verde sobre as propriedades do solo, Yadvinder-Singh et al. (1992) discutiram as causas das alterações de pH com a aplicação de matéria orgânica. Se por um lado há a possibilidade de acidificação do solo pelos ácidos orgânicos e CO_2 produzidos durante a decomposição, o pH pode ser

elevado pela redução dos óxidos de Fe e Mn e pela alcalinidade natural do material vegetal. Dessa forma, os autores acreditam que a direção e magnitude das mudanças no pH do solo após a incorporação de adubo verde são determinadas pelo balanço entre a quantidade de prótons consumidos e liberados.

2.7 Decomposição dos materiais orgânicos no solo

A velocidade da decomposição dos materiais orgânicos adicionados a solos depende de uma série de fatores relacionados com a composição química e quantidade do material, e com as características físico-químicas e biológicas do solo, bem como as condições climáticas.

No trabalho de Zilbilske (1987), a alta relação C/N do lodo de indústria de celulose aplicado ao solo, mostrou ser a principal causa da redução de liberação de CO₂ pela respiração microbiana ao se aumentar a dose de 17 g kg⁻¹ para 267 g kg⁻¹. Pode-se concluir desta forma que materiais orgânicos de alta relação C/N, quando aplicados em altas doses, têm a sua mineralização dificultada pela insuficiência de nitrogênio.

Por outro lado, materiais orgânicos com baixa relação C/N podem ter uma rápida e completa mineralização e muitas vezes acelerar a decomposição da matéria orgânica nativa do solo, o que se denomina “efeito primming”. Isto foi mostrado no trabalho de Hernandez et al. (1988), no qual, após seis meses de incubação de um solo com cinco materiais orgânicos, foram detectados teores de carbono orgânico mais baixos que o da testemunha nas parcelas tratadas com materiais de menor relação C/N. Minihoni et al. (1990) também relacionou o nitrogênio como o fator limitante da decomposição de vinhaça, bagaço de cana e palha de milho no solo.

Outro fator determinante na decomposição dos materiais orgânicos é a temperatura. Alexander (1967) relatou que a mineralização do carbono é mais lenta a baixas temperaturas e que a elevação desta está associada com um maior desprendimento de CO₂. Parr (1975) considerou a faixa de 30-35° C como a ideal para a máxima velocidade de decomposição de materiais orgânicos de modo geral.

A decomposição de materiais orgânicos adicionados a solos pode ser avaliada tanto em condições de campo como de laboratório, fornecendo dados úteis para orientar o manejo daqueles produtos. Os ensaios em campo permitem fazer avaliações em escala real e em geral se baseiam em determinações de carbono do solo em diversas fases (Tester, 1990) ou medições de CO_2 liberado do solo pela respiração dos microorganismos. Segundo Naganawa et al. (1989), estas determinações feitas em condição de campo estão sujeitas a interferência de diversos fatores, como variação de temperatura.

Quantificações do CO_2 emanado de amostras de terra, incubadas com materiais orgânicos em laboratório dentro de respirômetros, são utilizadas para a avaliação da atividade biológica do solo, incluindo o cálculo de biomassa microbiana (Grisi, 1984; Sparling, 1992), bem como para determinação de taxas de decomposição de materiais adicionados. Estudos desta natureza permitem, num curto intervalo de tempo, a obtenção de informações seguras sobre o comportamento de materiais orgânicos no solo (Cerri et al., 1994).

Os respirômetros, geralmente empregados, se enquadram em dois tipos: fechados e dinâmicos. Em ambos, a maneira mais comum de coletar o CO_2 consiste na sua absorção por uma solução alcalina. Basicamente, os respirômetros fechados são simples recipientes perfeitamente vedados, de tamanhos e formas variadas, nos quais se acondicionam o solo e os materiais a serem estudados, sendo abertos periodicamente para promover a aeração e a troca da solução coletora de CO_2 . Em geral, derivam do sistema proposto por Bartha & Pramer (1965) e, pelo baixo custo e facilidade de operação, são largamente utilizados (Fine et al., 1989 e Hadas & Portnoy, 1994).

Os sistemas dinâmicos, como o proposto por Bower et al. (1958), são submetidos a um fluxo de ar isento de CO_2 , passando continua ou intermitentemente através dos vasos onde estão as amostras. De construção mais complexa e onerosa, este sistema foi utilizado, entre outros, por Smith & Hadley (1990) e Cerri et al. (1994).

2.8 Cinética de degradação

Na avaliação do comportamento da matéria orgânica no solo é importante a determinação do modelo de cinética de degradação, pois através de parâmetros numéricos como constante de velocidade, o processo pode ser relacionado a diferentes variáveis. Como exemplo, tem-se a avaliação da biodegradabilidade de materiais orgânicos potencialmente poluentes. Morrill et al. (1982) aplicaram modelos cinéticos à degradação de pesticidas no solo, apresentando as limitações de ajuste de modelos exponenciais, como o de primeira ordem, na presença do produto proveniente de aplicações anteriores.

Após o início da degradação de um composto químico, a quantidade deste diminui em função do tempo e a forma desta curva será função da natureza do composto, de sua concentração, dos organismos decompositores e de vários fatores ambientais (Alexander & Scow, 1989). Segundo estes autores, o solo é um ambiente complexo do ponto de vista químico, físico e microbiológico, o que dificulta a extrapolação de resultados de cinética obtidos em culturas puras de microrganismos, sob condições controladas. As principais razões que contribuem para isto são: a presença de metabólitos das espécies biodegradantes, que podem reprimir ou acelerar o consumo do composto testado; a sorção das moléculas orgânicas pelas argilas ou constituintes húmicos, de modo a diferenciar a sua cinética; a diferença entre a cinética de degradação de compostos solúveis e insolúveis em água; a necessidade de um período de aclimação que alguns compostos orgânicos têm para o início da degradação.

Para avaliar a degradação de diferentes materiais orgânicos, utiliza-se frequentemente o parâmetro *meia-vida*, definido como o período de tempo necessário para que a metade da quantidade do material considerado se degrade. São relatados valores de meia-vida de 0,16 anos para os açúcares, proteínas e polímeros de carboidratos e de 1980 anos para as substâncias húmicas (Jenkinson & Rayner, 1977). Porém, dentro de um mesmo material, podem ocorrer frações que se degradaram com diferentes velocidades, como destacou Paul (1984). Este autor ajustou equações para caracterizar a degradação de ^{14}C -glicose incorporada ao solo e observou que uma fração

correspondente a 29% do total adicionado foi degradada mais rapidamente, meia-vida de 2 dias, enquanto outros 41% apresentaram meia-vida de 30 dias e foram caracterizados como a fração imobilizada pela biomassa microbiana. Os 30% restantes sofreram decomposição lenta, meia vida de 3450 dias, correspondendo a uma fração altamente estabilizada do solo, na qual parte do carbono da glicose foi incorporado.

2.9 O modelo de cinética de primeira ordem

O estudo da cinética da decomposição de substratos orgânicos envolve a utilização de modelos matemáticos como o modelo de cinética de primeira ordem, que apesar de ser bastante simples, tem sido utilizado com frequência nos estudos de degradação da matéria orgânica (Jenkinson & Rayner, 1977). Este modelo se baseia no princípio de que a velocidade de decomposição de um determinado substrato, em um determinado instante, é diretamente proporcional à quantidade de substrato presente neste mesmo momento. Como a quantidade de substrato é máxima no início e diminui com o tempo, a velocidade de decomposição é decrescente (Lathan, 1974). Em termos matemáticos o princípio citado é expresso pela equação diferencial:

$$\frac{d C_t}{d t} = k (C_0 - C_t)$$

na qual C_0 é a quantidade inicial de carbono decomponível microbiologicamente em CO_2 e H_2O ; C_t é a quantidade de carbono decomposta no tempo t e k é a constante de velocidade de primeira ordem.

A integração desta equação leva à expressão do modelo de cinética de primeira ordem na forma integrada:

$$C_t = C_0 (1 - e^{-k t})$$

A quantidade de carbono remanescente (C_r) que ainda será decomposta, poderá ser estimada pela expressão:

$$C_r = C_0 - C_t = C_0 e^{-k t}$$

Com base na constante k , é possível comparar a degradabilidade de compostos orgânicos, em função de sua natureza e condições de incubação. Através desta constante, também é possível calcular a meia-vida dos compostos orgânicos estudados ($t_{1/2}$) pela equação:

$$t_{1/2} = \ln 2 / k$$

3 MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo compreendeu dois experimentos de incubação, envolvendo diferentes materiais orgânicos e tipos de solos. O primeiro avaliou as variações de pH e alumínio trocável ocorridas em resposta a incubação de dez materiais em dois solos, enquanto que o segundo estudou a cinética de degradação de cinco dos dez materiais, em um dos solos, buscando relacionar os incrementos à atividade microbiana, promovida pela incubação destes materiais, com as variações de pH ocorridas no meio.

3.1 Caracterização dos solos utilizados

Amostras de terra foram coletadas da camada de 0-20 cm de um Latossolo Vermelho Amarelo (LV) e um Cambissolo (Cb) na região de Piracicaba – SP. A análise granulométrica e a caracterização química das amostras de terra encontram-se nas Tabelas 1 e 2, respectivamente.

Tabela 1. Análise granulométrica das amostras de terra utilizadas.

Solo	Areia	Silte	Argila
	-----g kg ⁻¹ -----		
LV	700	60	240
Cb	180	300	520

Tabela 2. Caracterização química das amostras de terra utilizadas.

Solo	pH H ₂ O	pH CaCl ₂	C	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	S	T	V	m
			g dm ⁻³	mg dm ⁻³	-----mmol _c dm ⁻³ -----						---- % ----		
LV	5,6	4,6	12,8	6	0,7	14	5	1	38	19,7	57,7	34	5
Cb	4,8	4,1	8,1	2	1,8	27	10	31	109	38,8	147,8	26	44

3.2 Caracterização dos materiais orgânicos utilizados

Materiais orgânicos de natureza variada foram empregados nos experimentos de incubação nos solos. Esperava-se assim, detectar diferentes comportamentos durante o período de incubação, em função da composição química e do grau de decomposição da fração orgânica dos materiais, que foram os seguintes: palha de cana coletada na época da colheita em usina da região de Piracicaba – SP; parte aérea de feijão de porco (*Canavalia ensiformis* D.C.), leguminosa empregada como adubo verde; subamostras de esterco bovino, esterco de galinha, composto orgânico, vermicomposto e turfa retiradas de materiais enviados para análise química, ao Departamento de Química da ESALQ; lodo 1 e lodo 2, coletado na Estação de Tratamento de Efluentes da SABESP em Barueri – SP, sendo o primeiro empilhado ao ar livre por um período de 15 meses e o segundo empregado no experimento uma semana após a coleta; vinhaça, resíduo líquido da destilação para fabricação de etanol, coletado em usina da região de Piracicaba – SP.

A Tabela 3 apresenta a caracterização dos materiais orgânicos utilizados no experimento. A matéria seca a 65°C, a matéria orgânica total e o pH em água foram determinados de acordo com Brasil (1988). O nitrogênio foi determinado pelo método de Kjeldahl, através de digestão com H₂SO₄ das amostras dos materiais secos e moídos, seguida de destilação em meio alcalino. As determinações de carbono foram feitas por volumetria de oxidação-redução, empregando dicromato de potássio em meio ácido, a quente (Rodella & Alcarde, 1994). O mesmo método foi utilizado na determinação do

Tabela 3. Caracterização química dos materiais orgânicos utilizados.

Material	pH CaCl ₂	Alcalinidade	Umidade 65° C	Mat.Org. total	C org. total	N total	K	Ca	Mg	P total	C solúvel NaOH	C/N
		mmol de OH ⁻ g ⁻¹				g kg ⁻¹ *					%***	
Palha de cana	4,36	-	0	906,7	404,7	4,3	4,9	2,0	1,0	1,2	-	95
Feijão de porco	7,71	0,92	0	859,5	390,6	36,4	29,9	20,1	2,8	4,9	-	11
Bovino	7,60	0,68	88	903,9	377,8	23,3	17,5	13,4	3,1	18,2	-	16
Galinha	8,82	5,14	78	382,7	160,0	20,4	52,7	171,3	10,8	81,6	-	8
Composto	4,36	-	334	557,2	341,6	12,8	1,0	6,4	4,4	3,6	10,6	27
Vermicomposto	7,18	1,17	320	268,5	132,8	12,2	3,2	24,5	2,9	7,9	6,4	11
Turfa	2,85	-	116	879,0	457,2	12,9	0,0	2,4	0,5	3,3	6,4	35
Lodo1	7,72	6,50	131	180,5	104,2	8,8	1,9	122,6	3,1	20,3	4,6	12
Lodo2	8,91	5,99	343	503,5	205,9	21,6	0,7	144,9	4,5	21,4	5,1	10
Vínhaça	4,33**	-	-	17,5	7,8	0,6	0,5	1,1	0,4	0,1	-	11

(*): Valores expressos na matéria seca a 65° C.

(**): Concentração no material "in natura".

(***): Valores expressos pela porcentagem, em relação ao carbono total.

carbono extraído por solução $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ de NaOH, a qual tem a capacidade de dissolver a fração humificada dos materiais (Bernal et al., 1996), além da fração hidrossolúvel. Por essa determinação ser geralmente efetuada para o acompanhamento das transformações ocorridas durante o processo de compostagem (Roig et al., 1988), como forma de avaliação da maturidade do composto obtido, foi realizada apenas para materiais que, reconhecidamente, passaram por algum processo de compostagem, como os lodos, a turfa, o composto e o vermicomposto.

Os demais elementos foram solubilizados através de digestão nítrico-perclórica. O fósforo foi determinado por espectrofotometria, pelo método do ácido fosfovanadomolibdico; o potássio por espectrometria de chama de emissão e o cálcio e magnésio por espectrometria de absorção atômica. A alcalinidade dos materiais orgânicos, expressa em $\text{mmol OH}^{-} \text{ g}^{-1}$, foi determinada de acordo com o procedimento analítico empregado para determinação do poder de neutralização de rochas calcáreas, (Brasil, 1988). A presença de íon carbonato nos materiais foi determinada qualitativamente pela efervescência observada após adição de $\text{HCl } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$.

3.3 Experimento 1 - Efeito da adição de material orgânico sobre o pH e teor de alumínio trocável do solo

O experimento foi conduzido no período de 04 de novembro de 1997 a 24 de abril de 1998, em casa de vegetação, no Departamento de Química da ESALQ, município de Piracicaba - SP. O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado, empregando esquema fatorial 2×11 , correspondentes a dois solos e dez fontes de matéria orgânica, com três repetições.

As amostras de terra estudadas foram escolhidas com base nos seus valores de pH e alumínio trocável, de modo a fornecerem situações diferenciadas quanto a estes atributos. Já na seleção dos dez materiais orgânicos estudados, optou-se intencionalmente por materiais de diferentes origens, composições químicas e estágios de decomposição, para que se pudesse obter interferências na acidez dos solos.

3.3.1 Instalação

A incubação dos materiais orgânicos foi conduzida à temperatura ambiente, utilizando-se vasos plásticos sem tampa, com 15 cm de diâmetro superior, 12 cm de diâmetro inferior e 12 cm de altura, contendo uma massa de 2,0 kg de terra fina seca ao ar.

Diante da necessidade de se uniformizar a dose dos diferentes materiais orgânicos, adotou-se o critério de fornecer aos solos uma mesma quantidade de carbono orgânico, suficiente para elevar o teor nos solos em 0,2 unidade percentual. A Tabela 4 relaciona as doses dos materiais aplicadas para 2,0 kg de terra e seus valores correspondentes por unidade de área.

Tabela 4. Doses dos materiais aplicadas nos 2,0 kg de terra e seus valores correspondentes por unidade de área.

Material	Forma	Doses	
		g por vaso	Mg ha ⁻¹
Palha de cana	Seco em estufa a 65° C	9,9	12,8
Feijão de porco	Seco em estufa a 65° C	10,2	13,3
Bovino	Seco ao ar	11,6	15,1
Galinha	Seco ao ar	27,1	35,2
Composto	Seco ao ar	17,6	22,8
Vermicomposto	<i>in natura</i>	44,3	57,6
Turfa	Seco ao ar	9,9	12,9
Lodo1	Seco ao ar	44,2	57,4
Lodo2	Seco ao ar	29,5	38,4
		mL por vaso	m ³ ha ⁻¹
Vinhaça	<i>in natura</i>	512 *	666

* Volume reduzido por evaporação sob aquecimento até alcançar o volume de água necessário à primeira irrigação de cada amostra de terra.

Após a incorporação dos materiais sólidos em toda a massa de terra, os vasos foram irrigados com água destilada nas quantidades de 330 e 400 mL para os solos LV e Cb, respectivamente. As quantidades de água adicionadas foram correspondentes a 70% da capacidade máxima de retenção de água de cada solo. Após a primeira irrigação, a umidade da terra dos vasos foi mantida constante durante todo o período de incubação, através de adições periódicas de água destilada de acordo com a variação da massa dos vasos.

3.3.2 Variáveis analisadas

Durante o período de 175 dias de incubação, foram realizadas 11 amostragens de terra dos vasos, em intervalos de tempo que variaram em função do comportamento dos parâmetros avaliados. O pH das amostras de terra secas em estufa à 65° C foi determinado potenciometricamente, em H₂O e em CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹, com relação solo:solução de 1:2,5. As medidas foram feitas após agitações intermitentes durante meia hora. Extraíu-se também o alumínio trocável com solução de KCl 1 mol L⁻¹, o qual foi determinado por volumetria de neutralização e por espectrofotometria, empregando-se como reagente cromogênico o alaranjado de xilenol, como descrito por Pritchard (1967). A opção de utilizar o segundo método se deve ao fato do método volumétrico contabilizar toda a acidez extraída pelo KCl 1 mol L⁻¹ como alumínio, embora esta também incluía íons hidrogênio adsorvidos às cargas negativas dos colóides do solo.

Os resultados de pH (H₂O), pH (CaCl₂), Al determinado por volumetria e por espectrofotometria foram analisados estatisticamente, procedendo-se análise de variância e comparação de médias dos tratamentos pelo teste de Tukey.

Para se testar a hipótese de que o alumínio estaria sendo complexado por compostos orgânicos, acompanhou-se o processo de incubação para a determinação da época correspondente ao maior decréscimo nos valores de alumínio trocável, e com base nesta informação, determinou-se o alumínio extraído em solução de CuCl₂ 0,5 mol L⁻¹, como descrito por Juo & Kamprath (1979), nas amostras de terra correspondentes à

amostragem do 63º dia de incubação. Esse procedimento foi efetuado apenas no Cb, pois apenas neste solo tinha sido observado um abaixamento no teor de alumínio que possibilitaria destacar o efeito complexante dos compostos orgânicos. Na extração com cloreto de cobre fez-se agitação de 5 g de amostra de terra com 50 mL de solução de CuCl_2 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ por uma hora. A separação do sobrenadante foi feita por centrifugação e a determinação da concentração de alumínio por espectrometria de absorção atômica em chama de óxido nitroso-acetileno.

O cálculo da fração do alumínio do solo complexado pela matéria orgânica, foi efetuado conforme descrito por Myazawa et al. (1993), considerando-se tal fração como a diferença entre os teores de alumínio extraído por CuCl_2 e KCl , conforme indicado pelas seguintes relações:

$$\Delta \text{ Al} = \text{Al} (\text{CuCl}_2) - \text{Al} (\text{KCl}) ;$$

$$\text{Al complexo orgânico} = \Delta \text{ Al (tratamento)} - \Delta \text{ Al (testemunha)}$$

$$\text{Contribuição complexo orgânico} = \frac{\text{Al complexo orgânico} \times 100}{\text{Al KCl (testemunha)} - \text{Al KCl (tratamento)}}$$

$$\text{Contribuição pH} = 100 - \text{Contribuição complexo orgânico (\%)}$$

3.4 Experimento 2 - Relação entre a degradação microbiana da matéria orgânica e o pH do solo.

O experimento foi conduzido no período de 22 de maio a 08 de julho 1998, em câmaras de incubação, para determinação de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) no Laboratório de Química Analítica do Departamento de Química da ESALQ/USP, Piracicaba -SP. O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado com seis repetições, estudando-se cinco materiais orgânicos. Com a finalidade de se obter diferentes velocidades de decomposição destes materiais e assim verificar a influência da atividade microbiana no pH do solo, o experimento foi conduzido nas temperaturas de incubação de 20 e 30° C. Após 38 dias de incubação, quando as curvas de liberação de CO_2 acumulado da maioria materiais já apresentavam

uma tendência assintótica, indicando baixa velocidade de produção de CO_2 , as temperaturas foram elevadas a 35° C.

Para este experimento, foi empregado apenas o Cb, selecionado em função do seu maior teor de alumínio trocável para evidenciar um maior efeito dos materiais orgânicos. Como neste caso a incubação foi conduzida sob condições controladas de temperatura, a limitação de espaço na câmara incubadora apenas possibilitou a avaliação dos materiais: feijão de porco, esterco bovino, vinhaça, lodo 1 e turfa, procurando-se manter uma diversificação na natureza dos materiais.

3.4.1 Instalação

A incubação foi conduzida em potes de vidro com tampas plásticas, com capacidade de 1 L, contendo uma massa de 0,5 kg de terra fina seca ao ar. Da mesma forma que no experimento 1, adotou-se o critério de uniformizar as doses dos materiais orgânicos pelo teor de carbono, de modo a fornecer ao solo 0,2 unidade percentual deste elemento. A Tabela 5 mostra as doses dos materiais aplicadas a 0,5 kg de terra e suas correspondentes em megagramas por hectare. Cada pote recebeu 100 mL de água destilada após a incorporação dos materiais sólidos, a fim de atingir umidade correspondente a 70% da capacidade máxima de retenção de água do solo. Já a vinhaça, a exemplo do Ensaio 1, foi concentrada através de evaporação a 100° C, até atingir o volume desejado.

Três das seis repetições de cada tratamento foram destinadas a avaliação da atividade microbiana através da medida da quantidade de CO_2 produzida, enquanto as outras três serviram para retirada de amostras nas quais foram realizadas medidas de pH em CaCl_2 0,01 mol L^{-1} . Dentro dos potes destinados a respirometria, foram acondicionados frascos plásticos de 100 mL, contendo 40 mL de solução aproximadamente 0,5 mol L^{-1} de NaOH, com a finalidade de absorver o CO_2 liberado durante a respiração microbiana. Cada pote, devidamente tampado, foi levado à câmara de incubação regulada para a sua respectiva temperatura.

Tabela 5. Doses dos materiais aplicadas nos potes do ensaio 2 e seus valores correspondentes por unidade de área.

Material	Forma	Doses	
		g $0,5\text{kg}^{-1}$	Mg ha^{-1}
Feijão de porco	Seco em estufa a 65°C	2,6	13,3
Bovino	Seco ao ar	2,9	15,1
Turfa	Seco ao ar	2,5	12,9
Lodo1	Seco ao ar	11,0	57,4
		mL $0,5\text{kg}^{-1}$	$\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$
Vinhaça	in natura	128	666

3.4.2 Variáveis analisadas

Os frascos contendo solução de NaOH foram retirados dos potes de incubação em intervalos variáveis, vedados e substituídos por outros para captação de CO_2 durante um novo período. No decorrer dos 71 dias de incubação, foram feitas 20 trocas da solução de NaOH, nas quais foi determinada a quantidade de CO_2 liberada em cada período, pelo método condutimétrico descrito por Rodella (1996). Os frascos contendo solução de NaOH com o íon CO_3^{2-} produzido foram colocados em banho-maria à temperatura ambiente por 30 minutos para homogeneização da temperatura. No mesmo banho foram também colocados frascos com as soluções padronizadas de NaOH empregada na captura de CO_2 e de Na_2CO_3 , que constituíram as soluções padrões para calibração do método na quantificação de CO_2 . No método condutimétrico, a solução padrão de Na_2CO_3 correspondeu à solução de NaOH usada na absorção de CO_2 após ter sido totalmente carbonatada.

Nos mesmos intervalos de tempo das determinação de CO_2 , foram retiradas amostras nos potes destinados à determinação de pH, a qual foi realizada em solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ com relação solo:solução de 1:2,5. Aos 38 dias de incubação, realizou-se também determinação do alumínio trocável do solo por volumetria de neutralização.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Experimento 1 - Efeito da adição de material orgânico sobre o pH e teor de alumínio trocável do solo.

4.1.1 pH em CaCl_2

A variação do pH(CaCl_2) do LV e do Cb no decorrer dos 175 dias de incubação é apresentada na Figura 1, na qual se observa que a maior parte dos materiais orgânicos incorporados promoveu a elevação deste atributo em ambos os solos. Esse aumento foi significativo ao nível de 5% pelo teste de Tukey, conforme se constata no Apêndice 1. As exceções para esta tendência foram o composto orgânico e a turfa, provavelmente por se tratarem de materiais com maior grau de estabilização, evidenciado por consideráveis teores de carbono extraído por NaOH (Tabela 3).

No LV, a turfa promoveu significativa redução de pH em relação a testemunha devido a sua natureza ácida, o que não se verificou no Cb que, apresentando um pH bem mais baixo, não foi influenciado pela acidez da turfa. Na Figura 1 observa-se que o composto orgânico não alterou o pH(CaCl_2) de nenhum dos solos estudados. O fato destes dois materiais não terem elevado o pH(CaCl_2) do solo durante a incubação, está de acordo com as observações de Eira & Carvalho (1970) que se referem aos materiais mais estabilizados como sendo menos efetivos no aumento do pH. Possivelmente uma reduzida alteração microbiana da turfa no solo, aliada a sua maior acidez, tenha contribuído para que a incorporação deste material resultasse em valores de pH mais baixos que o tratamento testemunha.

Figura 1. Valores de pH em CaCl₂ dos tratamentos em função do tempo. (a) Latossolo Vermelho Amarelo; (b) Cambissolo.

Entre os materiais que promoveram acréscimos no $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ do LV, é possível relacionar as diferenciações de comportamento com a composição química apresentada na Tabela 3. O tratamento com palha de cana não apresentou interferência nos valores de $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ inicial, supostamente por não apresentar nenhuma capacidade alcalinizante, conforme indicado pelo baixo valor de pH desse material. Contudo, verificou-se que, com o passar do tempo, a incubação da palha de cana promoveu um lento aumento do $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ até aproximadamente o 80º dia de incubação, a partir de quando não mais variou em relação à testemunha. O fato dessa alteração de pH só ser significativa a partir do 17º dia de incubação (Apêndice 1) constitui-se numa evidência de que esta tenha ocorrido em função da transformação microbiana do material durante o período de incubação, como concluiu o trabalho de Rodella et al. (1983). É possível que a menor velocidade de alteração do $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ promovida pela palha de cana no LV tenha ocorrido devido a dificuldade de decomposição, geralmente observada para materiais com elevada relação C/N.

Os tratamentos com incorporação de esterco bovino, feijão de porco e vermicomposto promoveram elevações significativas no $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ do LV já na primeira época de amostragem, o que é consequência da natureza alcalina desses materiais (Tabela 3). Nota-se que enquanto o solo tratado com vermicomposto sofreu uma elevação inicial de $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ e depois acompanhou as variações do tratamento testemunha, os tratamentos com esterco bovino e feijão de porco apresentaram uma queda mais acentuada e pH, embora os valores deste atributo, ao final do período de incubação, tenham permanecido maiores que o da testemunha. Tal comportamento foi observado por Yan et al. (1997), após a incorporação de restos de leguminosa. A redução do pH após um considerável aumento foi atribuído pelos autores ao processo de nitrificação, o que estaria de acordo com os maiores teores de nitrogênio nessa espécie vegetal.

Houve, em todas as épocas de amostragem, uma aumento estatisticamente significativo no pH do LV, em resposta a aplicação da vinhaça, sendo que a diferença mais expressiva entre esse tratamento e a testemunha ocorreu no 8º dia de incubação. A partir deste ponto, a referida diferença se manteve constante e significativa até o final do período de incubação. É provável que a maior velocidade de alteração do pH(CaCl₂) pela vinhaça esteja relacionada com a facilidade com que este material se degrada no solo, visto que cerca de 90% do seu carbono encontra-se na forma solúvel. Apesar do caráter ácido deste material, a rápida degradação desencadeia um mecanismo de aumento de pH, que Leal et al. (1983) atribuem ao processo de redução no solo pela intensa respiração, e consequente consumo de íons H⁺.

O esterco de galinha e os dois lodos de esgoto foram os materiais que mais elevaram o pH (CaCl₂) do solo, sempre diferindo estatisticamente dos demais materiais nas diferentes épocas de amostragem. Verifica-se na Figura 1 que os dois lodos alteraram de maneira diferente o pH(CaCl₂) nas amostras de terra do LV durante o período de incubação. Embora o tratamento com lodo 2, tenha apresentado um valor de pH (CaCl₂) inicial estatisticamente maior que os demais materiais (Apêndice 1), o aumento deste atributo em relação a testemunha permaneceu constante em todas avaliações. Por outro lado, o lodo 1 proporcionou um progressivo aumento do pH(CaCl₂) em relação a testemunha, chegando a superar o aumento promovido pelo lodo 2 aos 63 dias.

Materiais orgânicos com elevada alcalinidade como lodos de esgoto, aumentam o pH do solo independentemente das transformações da matéria orgânica no solo (Korcak, 1980). Assim sendo, a alteração do pH(CaCl₂) do solo com o tempo promovida pela incubação do lodo 1 não poderia ser atribuída a essas transformações. É provável que a diferença de comportamento entre os lodos esteja relacionada à reatividade dos constituintes inorgânicos responsáveis pelo aumento do pH em cada material.

A cal viva, CaO , adicionada durante o processo de obtenção de lodos, reage com a água para formar hidróxido de cálcio, Ca(OH)_2 , que é uma base forte e reage prontamente com componentes da acidez do solo. Esta base, com o tempo, passa por um processo de carbonatação através da reação com o CO_2 do ar atmosférico, podendo resultar na sua completa transformação em carbonato de cálcio, CaCO_3 . Embora o lodo continue com a mesma alcalinidade, a formação da base fraca CO_3^{2-} determina uma redução do seu pH e da velocidade de neutralização da acidez do solo. Este fenômeno poderia explicar o comportamento dos lodos utilizados no experimento, já que os dois materiais possuem tempos de armazenagem diferentes. O lodo 2, recém trazido da estação de tratamento, possivelmente tinha a maior parte de seu agente alcalinizante na forma de Ca(OH)_2 , o que lhe conferiu um maior pH e uma reação de neutralização de acidez quase que instantânea.

Estando o lodo 1 armazenado ao ar livre por 15 meses, a alcalinidade deste material era devida principalmente ao CaCO_3 , cuja presença foi detectada qualitativamente. Explica-se assim os menores valores de $\text{pH(CaCl}_2\text{)}$ inicial do tratamento e posterior aumento com o tempo. O fato do valor de pH final do lodo 1 ter sido muito maior que o do lodo 2, pode ser explicado pela incorporação de uma maior quantidade do primeiro material (Tabela 4).

A incubação do esterco de galinha resultou num grande aumento no $\text{pH(CaCl}_2\text{)}$ inicial do LV, proporcionando o aumento progressivo deste atributo, em relação a testemunha, até o 63º dia de incubação. A elevação do pH do solo pela adição de esterco de galinha foi atribuída por Ernani & Gianello (1983) entre outros fatores “à difusão da amônia liberada da decomposição do resíduo orgânico”. No presente estudo, o teor de cálcio do esterco de galinha sugeriu que haveria outro composto inorgânico, além da amônia, contribuindo para sua alcalinidade. Da mesma forma que para o lodo 1, a análise qualitativa do esterco de galinha identificou a presença de íon carbonato, o que também explica a alteração do pH com o período de incubação, promovida pela incubação desse material.

Com algumas exceções, a variação do $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ no Cb em função da incubação dos materiais orgânicos (Figura 1) se assemelhou ao descrito para o LV. Embora a tendência geral de alteração tenha sido similar nos dois solos, a amplitude destas foi reduzida devido a maior acidez do Cb (Tabela 2). Em consequência, materiais orgânicos, cuja incorporação no LV causaram aumento significativo no $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ em relação a testemunha, não causaram nenhum efeito sobre esse atributo no Cb, para a maioria das épocas de avaliação (Apêndice 1).

O tratamento com vinhaça apresentou a diferença mais marcante de comportamento do $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ entre os solos. Este material, quando incubado no Cb, causou um aumento do pH mais lento que o observado no LV (Figura 1a), prolongando-se até o 92º dia de incubação. Essa observação sugere que o mecanismo responsável pela referida alteração foi de alguma forma retardado nas condições de incubação do Cb. É provável que a maior acidez deste solo tenha dificultado a degradação de matéria orgânica por microorganismos, como observaram Anderson & Joergensen, (1997), e a consequente atuação de substâncias no sentido de alterar o pH.

4.1.2 pH em H_2O

De modo geral, em ambos os solos estudados, o efeito dos tratamentos sobre o $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ foi semelhante ao verificado para o $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$, de forma que aspectos levantados na interpretação do comportamento deste último atributo também são válidos para o $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$. Essa similaridade pode ser constatada nas Figuras 2 e 3, que apresentam a variação do $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ para os tratamentos estudados nas amostras de terra dos dois solos. No Apêndice 2 encontram-se as médias dessas medidas de pH para os tratamentos referentes aos dois solos estudados, nas diferentes épocas de amostragem, bem como a comparação das mesmas pelo Teste de Tukey.

Figura 2. Valores de pH em H₂O do Latossolo Vermelho Amarelo (LV) e do Cambissolo (Cb), em função da incubação de cada material orgânico.

Figura 3. Valores de pH em H₂O do Latossolo Vermelho Amarelo (LV) e do Cambissolo (Cb), em função da incubação de cada material orgânico.

4.1.3 Al trocável

Os dois métodos empregados para determinação de alumínio trocável no solo apresentaram resultados diferentes. Os teores de alumínio determinados por espectrofotometria foram menores, em média 14% para o Cb e 64% para o LV, do que aqueles determinados por volumetria de neutralização, conforme indicado na Figura 4. Os menores teores de alumínio, encontrados pelo primeiro método, provavelmente se devem à limitação do alaranjado de xilenol em reagir com todas as formas de alumínio extraídas pela solução de KCl 1 mol L⁻¹. Por outro lado, a maior diferença observada no LV, provavelmente ocorreu em função da difícil detecção dos reduzidos teores de alumínio trocável desse solo, o que pode ter levado a erros operacionais capazes de superestimar tais teores.

Figura 4. Relação entre teores de alumínio trocável determinados por espectrofotometria e por volumetria de neutralização: (a) Latossolo Vermelho Amarelo; (b) Cambissolo.

A Figura 5 e a Tabela 6 mostram as variações do alumínio trocável determinado por espectrofotometria e por volumetria de neutralização, respectivamente, durante a incubação dos materiais orgânicos nos dois solos.

Figura 5. Teores de alumínio trocável determinados por espectrofotometria durante o período de incubação de diferentes materiais orgânicos: (a) Latossolo Vermelho Amarelo; (b) Cambissolo.

Tabela 6. Valores de alumínio trocável ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$), determinado por volumetria de neutralização nas amostras de terra tratadas com materiais orgânicos.

Materiais Orgânicos	Período de incubação (dias)										
	4	8	12	17	32	49	63	77	92	108	175
Latossolo Vermelho Amarelo											
Testemunha	0,8 a	0,8 a	0,9 ab	1,1 ab	0,5 ab	0,6 a	0,7 a	0,4 a	1,4 abc	1,7 b	2,6 abc
Palha de cana	0,8 a	0,7 a	0,8 ab	0,6 ab	0,4 b	0,5 a	0,6 a	0,3 a	0,7 bc	1,0 bc	1,7 bcd
Feijão de porco	0,4 a	0,2 a	0,3 ab	0,1 ab	0,3 b	0,6 a	0,7 a	0,2 a	0,2 bc	0,6 c	1,1 cd
Esterco bovino	0,5 a	0,4 a	0,4 ab	0,3 ab	0,3 b	0,5 a	1,0 a	0,3 a	0,7 bc	1,0 bc	2,0 abcd
Esterco de galinha	0,5 a	0,3 a	0,3 ab	0,3 b	0,3 b	0,4 a	0,5 a	0,2 a	0,2 bc	0,3 c	0,3 d
Composto org.	0,9 a	1,0 a	1,1 ab	0,1 ab	0,8 ab	0,5 a	1,0 a	0,4 a	1,6 ab	1,8 ab	3,0 ab
Vermicomposto	0,3 a	0,1 a	0,2 b	0,0 b	0,3 b	0,3 a	0,5 a	0,2 a	0,2 bc	0,3 c	0,5 d
Turfa	1,5 a	1,6 a	1,6 a	1,7 a	1,2 a	0,6 a	0,5 a	0,8 a	2,2 a	2,9 a	3,8 a
Lodo 1	0,2 a	0,1 a	0,2 b	0,2 b	0,2 b	0,3 a	0,6 a	0,2 a	0,2 bc	0,1 c	0,2 d
Lodo 2	0,3 a	0,1 a	0,2 b	0,2 b	0,2 b	0,2 a	0,4 a	0,2 a	0,1 c	0,2 c	0,2 d
Vinhaça	1,2 a	0,2 a	0,2 ab	0,2 b	0,2 b	0,3 a	0,5 a	0,2 a	0,3 bc	0,4 c	0,3 d
Cambissolo											
Testemunha	25,5 a	24,3 a	23,3 ab	24,9 a	19,4 a	19,1 a	16,9 a	21,6 a	26,0 a	26,9 a	30,0 a
Palha de cana	21,9 b	20,9 b	20,9 b	22,5 b	18,3 b	16,9 c	14,3 c	18,3 c	21,4 c	21,0 c	25,2 c
Feijão de porco	15,4 d	14,7 d	14,1 cd	13,7 d	9,7 d	8,7 e	6,5 e	10,5 e	13,8 e	16,6 e	20,3 e
Esterco bovino	17,7 c	18,5 c	17,1 c	17,0 c	13,5 c	13,0 d	11,4 d	14,8 d	19,1 d	19,0 d	22,2 d
Esterco de galinha	0,7 f	0,4 f	0,4 h	0,2 g	0,2 g	0,3 g	0,4 g	0,4 g	0,4 g	0,4 h	0,5 h
Composto org.	22,9 b	24,0 a	22,0 ab	22,3 b	18,1 b	18,2 b	15,6 b	19,7 b	23,5 b	25,0 b	27,4 b
Vermicomposto	13,4 e	13,7 d	11,6 d	10,8 e	7,8 e	6,0 f	3,4 f	7,9 f	11,2 f	11,6 f	15,1 f
Turfa	25,4 a	25,2 a	23,7 a	25,0 a	19,7 a	19,3 a	16,3 ab	21,1 a	25,1 a	26,3 a	29,2 ab
Lodo 1	0,3 f	0,2 f	0,2 h	0,2 g	0,1 g	0,3 g	0,3 g	0,4 g	0,3 g	0,4 h	0,3 h
Lodo 2	0,3 f	0,6 f	0,3 h	0,2 g	0,2 fg	0,2 g	0,2 g	0,4 g	0,4 g	0,1 h	0,7 h
Vinhaça	18,2 c	9,4 e	5,9 e	5,0 f	1,3 f	0,6 g	0,7 g	0,6 g	1,2 g	1,8 g	6,0 g
C.V (%)	9,0	8,6	7,7	8,8	5,1	7,0	9,0	7,6	7,5	5,5	7,5

Médias dentro de cada solo, seguidas por letras distintas na vertical, diferem entre si ao nível de significância de 5 %, pelo teste de Tukey.

Durante todo período de incubação estudado, os diferentes materiais orgânicos não alteraram significativamente os teores de alumínio trocável do LV em relação à testemunha (Apêndice 3), apesar de se observar na Figura 5 que, para a maioria dos materiais, o teor de alumínio trocável do LV mostrou tendência de aumento a partir do 77º dia de incubação.

A incubação do Cb promoveu uma redução dos teores de alumínio trocável até o 63º dia, na maioria dos materiais tratados, com uma posterior elevação dos mesmos (Figura 5). A vinhaça apresentou um comportamento ligeiramente diferenciado dos demais materiais, eliminando o alumínio trocável entre o 33º e 92º dia de incubação, sendo que após este período, o teor deste elemento voltou a aumentar lentamente até o final do experimento. Os tratamentos com lodo e com esterco de galinha foram os mais efetivos na redução do alumínio trocável, já que o eliminaram por completo do solo desde a primeira avaliação até o final do experimento.

Todos os materiais, com exceção da turfa, diminuíram significativamente os teores de alumínio trocável do Cb, em relação à testemunha, na maior parte das avaliações (Apêndice 3). É provável que este comportamento diferenciado da turfa seja devido a sua natureza mais ácida.

A Tabela 7 traz os valores de alumínio do Cambissolo extraído por CuCl_2 e por KCl no 63º dia de incubação. Como era de se esperar, os teores deste elemento extraídos por CuCl_2 em todos os tratamentos foram bem maiores, já que a solução deste sal extrai, além do alumínio trocável, o alumínio associado à matéria orgânica. Nas considerações que se seguem, admite-se que a diferença entre os teores de alumínio extraídos pelos referidos extratores corresponde ao alumínio complexado pela matéria orgânica (Mendonça, 1995). Assim sendo, a quantidade de alumínio complexado para cada material orgânico, bem como a contribuição deste processo na redução dos teores de alumínio trocável, foram calculados segundo descrito por Miyazawa et al. (1993) e também apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Teores de Al complexado pelos materiais orgânicos e a contribuição deste processo e do aumento do pH na redução do Al trocável..

Tratamento	Al				Contribuição	
	KCl	CuCl ₂	Δ-Al	Comp. org.*	Comp. org.**	pH
	-----mmol _c kg ⁻¹ -----				-----%-----	
Testemunha	16,90	43,29	26,39	-	-	-
Palha de cana	14,29	40,92	26,63	0,24	9,3	90,74
Feijão de porco	6,52	34,88	28,36	1,98	19,1	80,94
Esterco bovino	11,35	37,75	26,40	0,02	0,3	99,72
Esterco de galinha	0,38	21,83	21,44	-4,94	00	100,0
Composto org.	15,62	39,26	23,64	-2,75	0	100,0
Vermicomposto	3,42	30,63	27,21	0,82	6,1	93,90
Turfa	16,28	42,33	26,05	-0,33	0	100,0
Lodo 1	0,27	19,43	19,15	-7,23	0	100,0
Lodo 2	0,23	20,30	20,06	-6,32	0	100,0
Vinhaça	0,70	21,80	21,10	-5,29	0	100,0

* Al em complexado orgânico;

**Contribuição do complexo orgânico na redução do Al trocável.

Apenas o feijão de porco, a palha de cana, o vermicomposto e o esterco bovino apresentaram alguma contribuição do processo de complexação na redução dos teores de alumínio trocável do solo com a sua incorporação. Embora tenha-se observado contribuições consideráveis desse processo nos três primeiros materiais, fica evidente que o aumento do pH foi o principal responsável pela redução daquele atributo do solo. Apesar disso, vale a pena considerar que o feijão de porco foi o material que mais complexou o alumínio do solo, provavelmente devido aos ânions orgânicos originalmente presentes, ou mesmo formados durante sua decomposição.

Esses resultados permitem especular que, de maneira geral, o decréscimo de alumínio do solo, antes de ser o resultado de uma reação química de complexação, foi consequência do aumento do pH do meio, causado seja pela influência direta das características do material como turfa e lodos, ou ainda pela atividade microbiológica.

4.2 Experimento 2- Relação entre a degradação microbiana da matéria orgânica e o pH do solo.

4.2.1 Cinética da degradação dos materiais orgânicos

Inicialmente serão discutidos os resultados obtidos para produção de CO₂ nos primeiros 38 dias do experimento, durante os quais foram estudadas as temperaturas de incubação de 20 e 30°C. Os valores obtidos nesse período foram ajustados ao modelo de cinética de primeira ordem, sendo os valores obtidos posteriormente sob 35°C, reservados para discussão posterior.

Quando se utilizam compostos orgânicos com carbono marcado em trabalhos de respirometria, é possível detectar apenas o ¹⁴CO₂ proveniente do material orgânico. Como para a grande maioria dos materiais orgânicos não se pode contar com este recurso, a única forma de se obter a quantidade de CO₂ proveniente do material avaliado é deduzir a contribuição do carbono nativo do solo do total de CO₂ produzido. Esta dedução é feita subtraindo-se a quantidade de CO₂ produzida pela testemunha daquela que é liberada pelo tratamento com adição do material orgânico. Entretanto, sabe-se que a decomposição do carbono nativo pode ser estimulada (Hernandez et al., 1988) ou reprimida (Zilbilske, 1987) por ocasião da incorporação de outras fontes de carbono, resultando no que se denomina *efeito primming*. Essa é uma interferência que não pode ser contornada em experimentos de respirometria que não se utilizam de carbono marcado.

Como pode ser observado na Figura 6, o tratamento testemunha apresentou um desprendimento do CO₂ de aproximadamente 600 mg, o qual pode ser considerado elevado quando comparado às quantidades líquidas produzidas por alguns tratamentos com adição de material orgânico.

Para todos os materiais orgânicos, após os primeiros 38 dias de incubação, a temperatura de 30°C promoveu maior desprendimento total de CO₂ que a de 20°C, observando-se em ambas as condições a seguinte ordem: vinhaça > feijão de porco > esterco bovino > lodo1 > turfa (Figura 6).

Figura 6. Quantidades acumuladas de CO₂ liberadas pela testemunha e quantidades líquidas acumuladas liberadas pelos materiais estudados, em função do tempo de incubação.

Esses resultados ressaltam a importância da temperatura na mineralização do carbono orgânico, que também pode ser constatada pelos dados obtidos por Joergensen et al. (1990), os quais observaram que após 240 dias de incubação, 6,4% do carbono nativo de um solo foi mineralizado a 15° C; 12,2% a 25° C e 35,4% a 35° C.

Aos 38 dias de incubação as curvas de respirometria dos diferentes materiais, com exceção do esterco bovino e da turfa, já apresentavam uma tendência assintótica, evidenciando uma baixa velocidade de produção de CO₂. O ajuste dos resultados de respirometria ao modelo de cinética de primeira ordem forneceram os parâmetros apresentados na Tabela 8. De maneira geral, o modelo de cinética de primeira ordem se ajustou eficientemente aos dados experimentais conforme demonstrado pelos coeficientes de determinação obtidos e apresentados na Figura 6.

Tabela 8. Parâmetros da equação de cinética do primeiro grau ajustada aos dados de liberação de CO₂ pelos materiais orgânicos incubados a 20 e 30° C.

	Material	Modelo	a ---mg CO ₂ ---	p	b dia	k dia ⁻¹	t _{1/2} dia	C respirado %
20° C	Testemunha	$y = a(1 - e^{-kx})$	27,3	--	--	0,0754	9,2	2,2
	Feijão de porco	$y = a(1 - e^{-kx})$	154,8	--	--	0,0911	7,6	30,6
	Esterco bovino	$y = a(1 - e^{-kx})$	653,8	--	--	0,0362	19,1	10,8
	Vinhaça	$y = a[1 - e^{-k(x-b)}]$	2156,3	--	3,85	0,0992	7,0	58,6
	Lodo 1	$y = p + a(1 - e^{-kx})$	401,1	149,1	--	0,0665	10,4	14,2
	Turfa	não ajustado	--	--	--	--	--	1,2
30° C	Testemunha	$y = a(1 - e^{-kx})$	383,8	--	--	0,0972	7,1	2,7
	Feijão de porco	$y = a(1 - e^{-kx})$	1341,8	--	--	0,1326	5,2	38,1
	Esterco bovino	$y = a(1 - e^{-kx})$	762,5	--	--	0,0516	13,4	18,5
	Vinhaça	$y = a[1 - e^{-k(x-b)}]$	2374,4	--	3,17	0,1306	5,3	64,1
	Lodo 1	$y = p + a(1 - e^{-kx})$	481,8	152,1	--	0,0893	7,8	13,2
	Turfa	$y = a(1 - e^{-kx})$	144,7	--	--	0,0186	37,3	2,0

a= produção máxima de CO₂;

b= período necessário à adaptação microbiana;

p= produção de CO₂ independente do tempo;

k= constante de velocidade;

t_{1/2}= meia vida.

Com relação ao feijão de porco e o esterco bovino, foram obtidos bons resultados com o ajuste do modelo básico de cinética de primeira ordem, em ambas temperaturas estudadas. Os parâmetros deste modelo para o feijão de porco evidenciam que tanto as quantidades de carbono liberadas na forma de CO_2 como as constantes de velocidade foram relativamente elevadas. O aumento na temperatura de incubação de 20 para 30°C promoveu um aumento de 45% na velocidade de degradação e de 24% na quantidade de CO_2 desprendido.

O esterco bovino se degradou com velocidade relativamente baixa, tanto a 20 como a 30° C, liberando menos de 20% do seu carbono orgânico na forma de CO_2 . É interessante observar, que estes valores de porcentagem de degradação são similares aos obtidos para o lodo, embora o carbono orgânico deste último tenha se degradado mais rapidamente que o do esterco bovino, com acréscimos de velocidade de 84% e 73% a 20 e a 30° C, respectivamente.

O ajuste do modelo de cinética de primeira ordem aos dados de respirometria do lodo de esgoto mostrou uma característica especial. Este material provocou uma liberação de aproximadamente 150 mg de CO_2 já nas primeiras 12 horas de incubação, o que provavelmente pode ser atribuído à reação química praticamente instantânea entre íons carbonato do material com os componentes da acidez do Cambissolo. A solução encontrada para ajustar o modelo de cinética de primeira ordem a tal comportamento foi introduzir um novo parâmetro p à equação do modelo básico, para representar uma liberação de CO_2 independente do tempo de incubação. É importante notar que a condução da incubação a 20 ou 30°C não afetou a magnitude deste parâmetro, parecendo comprovar a natureza puramente química dessa emanção inicial de CO_2 . Por outro lado, a citada variação de temperatura promoveu um aumento de 34% na velocidade de produção de CO_2 na sequência da incubação. Vale ressaltar que a inclusão do CO_2 produzido por uma reação inorgânica introduz erro nos ensaios de respirometria.

Outro material que apresentou comportamento peculiar durante a incubação foi a vinhaça. No início da degradação desse resíduo são observados valores negativos para a produção líquida de CO_2 nas duas temperaturas estudadas. Como os pontos do gráfico resultam da diferença entre a produção de CO_2 do tratamento e da testemunha, os

dados negativos apenas indicam que no tratamento com vinhaça ocorreu menor liberação de CO_2 que no tratamento testemunha durante os primeiros dias de incubação, como pode ser observado na Figura 7. Isso evidencia a ocorrência de um período de adaptação da população microbiana do solo provocado por um provável impacto da incorporação do material orgânico. Em geral, a adição de vinhaça ao solo promove alterações significativas na população microbiana, conforme foi comprovado por Camargo (1954). Este período é denominado *lag-fase*, o qual embora esteja sempre presente nos processos de degradação, nem sempre pode ser claramente identificável em função da periodicidade das medidas de CO_2 . Quando se manifesta, pode ser identificado através de uma tendência sigmóide da curva de respirometria (Figura 7).

Figura 7. Curvas de CO_2 acumulado do tratamento testemunha e de CO_2 acumulado bruto da vinhaça, para as temperaturas de 20 e 30° C.

No estudo da cinética de degradação da vinhaça utilizou-se do recurso de não incluir os valores de produção líquida negativa de CO_2 . O modelo básico de cinética de primeira ordem foi modificado pela introdução de um novo parâmetro, b , que se soma ao período de incubação em dias t . Esse parâmetro b representa, em suma, o período necessário para ultrapassar a adaptação inicial e dar sequência à degradação do material.

A vinhaça foi o material que teve seu conteúdo em carbono orgânico degradado de forma mais completa e com maior velocidade. A 30°C cerca de 64% do carbono orgânico presente no resíduo foi transformado em CO₂. O aumento de temperatura de incubação de 20 para 30°C, promoveu um aumento de 32% na velocidade de degradação e de apenas 9% na quantidade de carbono transformado em CO₂. Observa-se que a decomposição da fração orgânica da vinhaça foi menos afetada pela temperatura que a dos demais materiais, o que pode ser explicado pelo fato da vinhaça conter formas de carbono facilmente decomponíveis (Rodella et al., 1983).

A turfa foi o material menos degradado durante o período de incubação, por ser o resultado final de um processo de decomposição de material orgânico. As quantidades individuais de CO₂ produzidas nos intervalos de medida muitas vezes se confundiram com os da testemunha, principalmente a 20°C, causando menor exatidão na estimativa da quantidade líquida de CO₂ liberada do solo. Assim sendo, adaptou-se o modelo de cinética de primeira ordem apenas aos dados de incubação da turfa a 30°C, para o qual a constante de velocidade foi bastante pequena, com cerca de um quinto da velocidade do carbono nativo do solo.

Utilizando-se as constantes de velocidade de primeira ordem de cada material estudado, foram calculados seus respectivos valores de meia-vida ($t_{1/2}$), os quais representam o tempo em dias necessário à degradação da metade do carbono orgânico liberado como CO₂ no período de estudo (Tabela 8). Por também se tratar de uma parâmetro que avalia a velocidade de degradação dos materiais, a interpretação de seus valores é feita de forma igual a da constante de velocidade k .

Serão considerados a seguir o comportamento das curvas de respirometria após os primeiros 38 dias de incubação, quando tanto os tratamentos que vinham sendo conduzidos a 20 como a 30°C tiveram a temperatura de incubação elevada para 35°C.

De maneira geral, a elevação das temperaturas de incubação para 35° C, incrementou a produção de CO₂, como pode ser constatado na Figura 6, pela mudança do comportamento dos pontos experimentais após o 38º dia de incubação, em relação à curva ajustada aos dados obtidos até aquele período.

As curvas de produção de CO_2 acumulado referentes ao esterco bovino mantiveram-se praticamente paralelas, enquanto que para o lodo I e o feijão de porco observou-se um ligeira tendência de aproximação das mesmas.

O efeito mais interessante ocorreu em relação a vinhaça, pois após o referido aumento das temperaturas, a produção de CO_2 da vinhaça que vinha sendo incubada a 20°C foi especialmente incrementada, contrastando com o que ocorreu no processo conduzido a 30°C , em que a liberação de CO_2 pouco se alterou. Como consequência, as respectivas curvas de produção de CO_2 se juntaram em uma única curva a partir do 50º dia de incubação.

Esse resultado evidencia que na incubação da vinhaça a 30°C a maior parte do seu conteúdo de carbono orgânico já tinha sido transformado, boa parte dele em CO_2 e o restante possivelmente incorporado à biomassa. É bastante provável que aos 71 dias de incubação o processo de transformação dos compostos orgânicos originalmente presentes na vinhaça estivesse completo.

Com base nessa análise parece claro que nos demais materiais o processo de transformação dos compostos orgânicos presentes ainda estava longe de ser completo.

4.2.2 Relação entre produção de CO_2 e pH do solo

Durante o processo de incubação discutido no item 4.2.1, paralelamente às medidas de CO_2 , foram determinados os valores de pH do solo em solução de CaCl_2 $0,01\text{ mol L}^{-1}$, os quais são apresentados na Figura 8 como a diferença entre o valor de pH do tratamento e o pH da testemunha em cada época de amostragem.

De modo geral, as variações de pH em relação à testemunha causadas pela adição de material orgânico ao solo tiveram comportamento similar nas temperaturas de incubação 20 e 30°C , conforme pode se observar pelas curvas exibidas na Figura 8. Pode-se constatar também, que a elevação das temperaturas de incubação para 35°C , aos 38 dias, não alterou a tendência que vinha sendo observada.

Figura 8. Diferença entre os valores de pH dos tratamentos com incubação de material orgânico e o tratamento testemunha, em função do período de incubação, para as temperaturas de 20 e 30°C.

Os materiais orgânicos, com exceção da turfa, promoveram elevação significativa do pH(CaCl₂) do solo já no primeiro dia de incubação (Apêndice 4). O feijão de porco e o esterco bovino mantiveram a diferença de pH(CaCl₂), em relação a testemunha, praticamente constante até a última avaliação, enquanto que para a vinhaça esta diferença aumentou progressivamente ao longo do período de incubação, conforme se observa na Figura 8.

No tratamento com vinhaça observou-se também, que a temperatura de 30°C proporcionou valores de pH(CaCl₂) significativamente maiores que a 20°C, na maior parte dos épocas de amostragem. (Apêndice 4). Esse comportamento é uma evidência do efeito da atividade microbiana na velocidade de alteração do pH do solo.

A turfa, por sua vez, apresentou um ligeira tendência de diminuição do pH(CaCl₂) do solo, apesar dos valores deste atributo não terem diferido estatisticamente dos obtidos na testemunha, para a maioria das épocas de amostragem (Apêndice 4).

O lodo foi o material que resultou nas maiores diferenças de pH, levando o pH (CaCl₂) do solo a valores próximos a 6,5, resultando também em maiores flutuações nos resultados experimentais. Observou-se que o efeito do lodo sobre o pH também foi afetado pela temperatura, sendo que maiores valores de pH foram observados a 30°C na maioria das épocas de amostragem, provavelmente devido ao estímulo do aumento de temperatura sobre a reação entre o material e os componentes da acidez do solo.

O objetivo principal desse experimento foi correlacionar as alterações no pH do solo, promovidas pela adição de matéria orgânica, com a respectivas quantidades de CO₂ produzidas pela respiração dos microrganismos. Conforme discutido anteriormente, para a maioria dos materiais orgânicos incubados, o acréscimo inicial no pH manteve-se constante ao longo da incubação. A vinhaça apresentou comportamento contrário ao dos demais, e por esse motivo apenas para este material, foi possível relacionar as suas quantidades de CO₂ acumuladas com os respectivos valores no pH do solo ao longo do período de incubação, tanto a 20°C como a 30°C, conforme mostrado graficamente na Figura 9.

Figura 9. Relação entre as quantidades acumuladas de CO₂ liberado pela vinhaça no decorrer do período de incubação e os respectivos valores de pH em CaCl₂.

Parece evidente, portanto, que a elevação do pH para os tratamentos com aplicação de vinhaça, a 20 ou 30° C, está diretamente relacionada à atividade microbiana, expressa através da produção de CO₂.

Como era de se esperar, as alterações de pH do solo se relacionaram ao teor de alumínio trocável do solo, conforme comprovado aos 38 dias de incubação. A relação entre estes atributos pode ser observada na Figura 10.

Figura 10. Relação entre de pH e alumínio trocável do solo após 38 dias de incubação com diversas fontes de carbono orgânico.

Portanto, ficou claro que o estímulo da atividade microbiana do solo proporcionado pela a vinhaça resultou em elevação de pH, a qual, por sua vez, teve como consequência o decréscimo no teor de alumínio trocável do solo.

5 CONCLUSÕES

- Materiais orgânicos como a vinhaça, que não contém componentes alcalinos inorgânicos e cujo carbono é de fácil decomposição no solo, afetam a acidez do mesmo pelo estímulo à atividade microbiana que promovem;

- A redução dos teores de alumínio trocável do solo em função da incubação de materiais orgânicos foi mais influenciada pelo aumento de pH que pelo processo de complexação do alumínio do solo;

- A redução da acidez solo pela adição de materiais orgânicos, como os lodos de esgoto e o esterco de galinha, que contém bases inorgânicas é determinada pela ação dessas espécies químicas, independentemente da natureza e das transformações da fração orgânica destes materiais.

- Em trabalhos de respirometria que se utilizam materiais orgânicos contendo carbonato, a contabilização do CO_2 proveniente da reação deste íon com a acidez do solo, como respiração microbiana, pode levar a erros na caracterização da biodegradabilidade destes materiais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCARDE, J.C. Corretivos da acidez dos solos: características e quantidade. In: SEMINÁRIO SOBRE CORRETIVOS AGRÍCOLAS, Piracicaba, 1985. **Resumos**. Piracicaba: Fundação Cargill, 1985 p. 97-119.
- ALEXANDER, M.; SCOW, M. Kinetics of biodegradation in soil In: SAWHNEY, B.L.; BROWN, N. (Ed.) **Reaction and movement of organic chemicals in soils**. Madison: Soil Science Society of America; America Society of Agronomy, 1989. cap. 10. p. 243-269.
- ALEXANDER, M.I.H. **Introduction to soil microbiology**. 4. ed. New York: John Wiley, 1967. 472 p.
- ANDERSON, T.H. & JOERGENSEN, R.G. Relationship between SIR and FE estimates of microbial biomass in deciduous forest soils at different pH. **Soil Biology & Biochemistry**, v.29, n.7, p. 1033-1042, 1997.
- BARTHA, R; PRAMER, D. Features of a flask and a method for measuring the persistence and biological affects of pesticides in soil. **Soil Science**, v.100, n.1, p.68-70, 1965.
- BARTLETT, R.J.; RIEGO, D.C. Effects of chelation on the toxicity of aluminum. **Plant and Soil**, v.37, p.419-423, 1972.
- BATES, R.G. **Determination of pH: Theory and practice**. 2. ed. New York: John Wiley, 1973. 332p.
- BERNAL, M.P.; NAVARRO, A.F.; ROIG, A.; CEGARRA, J.; GARCIA, D. Carbon and nitrogen transformations during composting of sweet sorghum bagasse. **Biology and Fertility of Soils**, v.22, p.141-148, 1996.

- BOWER, C.A.; HARPER, W.G.; MOODIE, C.D.; OVERSTREET, R.; RICHARDS, L.A. Apparatus for studying biochemical transformation in incubated soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.22, n.3, p.270-271, 1958.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Secretaria Nacional de Defesa Agropecuária. **Análise de corretivos, fertilizantes e inoculantes**. Brasília, 1988. 104p.
- BRENES, E.; PEARSON, R.W. Root responses of three gramineae species to soil acidity in an Oxisol and an Ultisol. **Soil Science**, v.116, p.295-302, 1973.
- CAMARGO, O.A. de; VALADARES, J.M.A. S.; BERTON, R.S.; TEÓFILO SOBRINHO, J.; MENK, J.R.F. **Alterações de características químicas de um Latossolo Vermelho Escuro pela aplicação de vinhaça**. Campinas: IAC, 1987. 23p. (IAC. Boletim Científico, 9).
- CAMARGO, R. de **O desenvolvimento da flora microbiana nos solo tratados com vinhaça**. Piracicaba: ESALQ, Instituto Zimotécnico, p. 1-44, 1954. (IZ. Boletim 9).
- CAMBUIM, F.A.; CORDEIRO, D.A. Ação de vinhaça sobre pH, acidez total e acumulação de nutrientes, em solo arenoso. **STAB. Açúcar, Álcool e Subprodutos**, v. 4, n.4, p. 23-30, 1986.
- CERRI, .C.C.; ANDREUX, F.; EDUARDO, B.M.; CHONE, T.; PICCOLO, M.C. Incubador para estudos sobre decomposição de material orgânico no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, n.2, p.1-5, 1994.
- CHAPMAN, H.D.; OXLEY, J.H.; CURTIS, J.H. The determination of pH at soil moisture contents approximating field conditions. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.5, p. 191 –200, 1941

CLARK, J.S.; NICHOL, W.E. The lime potential, percent base saturation acid surface horizons of mineral and organic soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 46, p.281-285, 1966.

EIRA , A.F.; CARVALHO, P.C.T. A decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos do solo e sua influência nas variações do pH. **Revista de Agricultura**, v.45, p.15-21, 1970.

ERNANI, P.R.; GIANELLO, C. Diminuição do alumínio trocável do solo pela incorporação de esterco de bovino e camas de aviário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.7, p.161-165, 1983.

FASSBENDER, H.W. **Química de suelos**: com ênfasis en suelos de América Latina. Costa Rica; Turrialba: IICA, 1975. 385p.

FINE, P.; MINGELGRIN, U.; FEIGIN, A. Incubation studies of the fate of organic nitrogen in soils amended with activated sludge. **Soil Science Society of America Journal**, v.53, n.2, p. 444-450, 1989.

GRISI, B.M. Metodologia de determinação de biomassa microbiana de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.8, n.2, p.167-172, 1984.

HADAS, A.; PORNOY, R. Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manures incubation in soil. **Journal of Environmental Quality**, v.23, n.6, p.1184-1189, 1994.

HERNANDEZ , T.; GARCIA, C.; LAX, A.; CEGARRA, J.; ROIG, A.; MORENO, J.I. Transformation of carbon and nitrogen in a Calciorthid soil amended with a range of organic residues. **Plant and Soil**, v.105, n.2, p. 205-211, 1988.

- HOYT, P.B.; TURNER, R.C. Effects of organic materials added to very acid soils, on pH, aluminum, exchangeable NH_4 , and crop yield. **Soil Science**, v.119, p.227-237, 1975.
- HUE, N.V.; CRADDOCK, G.R; ADANS, F. Effects of organic acids on aluminum toxicity in subsoils. **Soil Science Society of America Journal**, v.50, p.28-34, 1986.
- JENKINSON D.S.; RAYNER, J.H. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted Classical Experiments. **Soil Science**, v. 123, p. 298-305, 1977.
- JOERGENSEN, R.G.; BROOKES, P.C; JENKINSON, D.S. Survival of the soil microbial biomass at elevated temperatures. **Soil Biology and Biochemistry**, v.22, n. 8, p. 1129-1136, 1990.
- JUO, A.S.R.; KAMPRATH, J. Copper chloride as an extractant for estimating the potentially reactive aluminum pool in acid soil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.43, p.35-38, 1979.
- KORCAK, R.F. Effects of applied sewage sludge compost and fluidized bed material on apple seedling growth. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.11, p.571-585, 1980.
- LATHAN, J.L. **Cinética elementar de reação**. São Paulo: Edgard Blucher; EDUSP, 1974. 113 p.
- LEAL, J.R.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; ROSSIELLO, R.O.P. Potencial redox e pH: variações em um solo tratado com vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.7, n.3 p.257-261, 1983.

- LIN, C.; COLEMAN, N.T. The measurement of exchangeable aluminum in soil and clays. **Soil Science Society of American Proceedings**, v.24, p.444-446, 1960.
- MALAVOLTA, E. Reação do solo e crescimento das plantas. In: SEMINÁRIO SOBRE CORRETIVOS AGRÍCOLAS, Campinas, 1985. **Resumos**. Campinas: Fundação Cargill, 1985. p. 3-64.
- MALAVOLTA, E; KLIEMANN, H.J. **Desordens nutricionais no cerrado**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1985. 136 p.
- MATTIAZZO, M.E.; GLORIA, N.A. Effect of vinasse on soil acidity **Water Science and Technology**, v.19, p.1293-1296, 1987.
- MAZUR, N.; VELLOSO, A.C.X.; SANTOS, G.A. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.7, p.157-159, 1983.
- McLEAN, E. Chemistry of soil aluminum. **Soil Science and Plant Analysis**, v.7, n.7, p.619-636, 1976.
- MENDONÇA, E.S. Oxidação da matéria orgânica e sua relação com diferentes formas de alumínio de Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.19, p.25-30, 1995.
- MELLO, F. A.F. de; FREIRE, F.M.; CASAGRANDE, J.C.; CHITOLINA, J.C.; PEDRAS, J.F.; STOLF, R. Efeitos da incorporação de “capim carrapicho” *Cenchrus echinatus* (L.), sobre o pH, H^+ , Al^{3+} e capacidade de retenção de umidade de solos do município de Piracicaba. **Revista de Agricultura**, v.57, n.3, p.193-202, 1982.

- MELLO, F. A.F. de Origem, natureza e componentes da acidez do solo: critério para calagem. **Seminário sobre corretivos agrícolas**. Campinas: Fundação Cargill, 1985. cap. 2. p. 67-92.
- MINHONI, M.T.A.; EIRA, A.F.; CARDOSO, A.J.B.N. Efeitos da adição de N e P sobre a decomposição de diferentes tipos de material orgânico no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.14, n.3, p.297-304, 1990.
- MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; CALEGARI, A. Efeito de material vegetal na acidez do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.17, p.411-416, 1993.
- MORRILL, L.G.; MAHILUM, B.C.; MOHIUDIN, S.H. **Organics compounds in soil: sorption, degradation and persistence**. Michigan: Ann Arbor Science, 1982. 157p.
- NAGANAWA, T.; KYUMA, K.; YAMAMOTO, Y.; YOKOI, H.; TATSUYAMA, K. Measurement of soil respiration in the field: Influence of temperature, moisture level and application of sewage sludge compost and agro-chemicals. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.35, n.4, p.509-516, 1989.
- PARR, J.F. Chemical and biological considerations for land applications of agricultural land municipal wastes In: FAO. **Organic materials as fertilizers**. Rome, 1975. p. 227-251. (FAO. Soils Bulletin, 27).
- PAUL, E.A. Dynamics of organic matter in soil. **Plant and Soil**, v. 76, p. 257-285, 1984.
- PAVAN, M.A. Alumínio em solos ácidos do Paraná: relação entre o alumínio não trocável e solúvel, com pH, CTC, porcentagem de saturação de Al e matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.7, p. 39-46, 1983.

- PAVAN, M.A.; BIGHAN, F.T.; PRATT, P.F. Toxicity of aluminum to coffee in Ultisols and Oxisols amended with CaCO_3 , MgCO_3 and $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. **Soil Science Society of America Journal**, v.46, p. 1201-1207, 1982.
- PAZ, L.G.; PEDROSA, A.C.; LOBÃO, A.O.; CARDOSO, E.G.; SUZUKI, J.; SLEUTJES, M.A.; L. FILHO, S.A. de; MELLO, F. A.F. de Efeitos da aplicação da torta de mamona sobre algumas propriedades químicas de um Latossolo roxo e de um Regossol. **Revista de Agricultura**, v.51, n.3, p.207-213, 1976.
- PEECH, M. Hydrogen-ion activity. In: BLACK, C.A. (Ed.) **Methods of soil analysis: part 2: Chemical and microbiological properties**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. cap. 60, p. 914-925.
- PIERRE, W.H.; BANWART, W.L. Excess base and excess base/nitrogen ratios of various crop species and plant parts. **Agronomy Journal**, v. 65, p-91-96, 1975.
- PIONKE, H.B.; COREY, R.B. Relations between acidic aluminum and soil pH, clay, and organic mater. **Soil Science Society America Proceedings**, v.31, p.749-752, 1967.
- PRITCHARD, D.T. Spectrophotometric determination of aluminum is soil extracts with xilenol orange. **Analyst**, v. 92, p. 103 –106, Feb., 1967.
- RAGLAND, J.L.; COLEMAN, N.T. The hydrolysis of aluminum salts in clay and soil systems. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.98, p. 100 –106, 1960.
- RAIJ, B. van. Propriedades eletroquímicas de solos. In: Simpósio avançado de química e fertilidade do solo., Piracicaba, 1986. **Anais**. Campinas: Fundação Cargill,. p. 9-39.

RODELLA, A.A. Métodos de avaliação de materiais orgânicos e efeitos de sua incorporação ao solo sobre a mobilização de macronutrientes. Piracicaba, 1996. 148p. Tese (Livre Docência – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo).

RODELLA, A.A.; FERRARI, S.E. A utilização da vinhaça e efeitos de sua aplicação como fertilizantes na cana-de-açúcar. **Brasil Açucareiro**, v.90, n.7, p.6-13, 1977.

RODELLA, A.A.; ZAMBELLO JUNIOR, E.; ORLANDO FILHO, E. Effects of vinasse added to soil on pH and exchangeable aluminum content. In. CONGRESS OF INTERNATIONAL SOCIETY OF SUGAR CANE TECHNOLOGISTS, 17, Havana, 1983. **Proceedings**. Havana: José Marti, 1983. v.1, p.237-245.

RODELLA, A.A.; ALCARDE, J.C. Avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes. **Scientia Agrícola**, v.51, n.3, p. 556-562, 1994.

ROIG, A. ; LAX, A.; CEGARRA, J.; COSTA, F.; HERNADEZ, M.T. Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. **Soil Science**, v.146, n.5, p.311-316, 1988.

SENGIK, E.; RIBEIRO, A.C.; CONDÉ, A.R. Efeito da vinhaça em algumas propriedades de amostras de dois solos de Viçosa (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.12, p. 11-15, 1988.

SCHOFIELD, R.K.; TAYLOR, A.W. The measurement of soil pH. **Soil Science Society America Proceedings**, v.19, p. 164-167, 1955.

SMITH,S.R; HADLAY, P. Carbon and nitrogen mineralization characteristics of organics fertilizers in a soil-less incubation system. **Fertilizer Research**, v.23, n.2, p.97-103, 1990.

- SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, v.30, p.195-207, 1992.
- TAKACHI, C.Y.; PAVAN, M.A. Efeito da natureza e da força iônica do cátion na acidez da solução do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 19, p.15-18, 1995.
- TESTER, C.F. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. **Soil Science Society of America Journal**, v.54, n.3, p. 827-831, 1990.
- THOMAS, G.W. Soil pH and soil acidity. In: SPARKS, D.L. (Ed.) **Methods of soil analysis**: part 3: Chemical methods. Madison: Soil Science Society of America; American Society of Agronomy, 1996. cap. 16. p. 475-490.
- VELOSO, C.A.C.; BORGES, A.L.; MUNIZ, A.S.; VEIGAS, I.A. de J.M. Efeito de diferentes materiais no pH do solo. **Scientia Agrícola**, v. 49, n.1, p. 123-128, 1992.
- YADVINDER-SINGH, BIJAY-SINGH; KHIND, C.S. Nutrient transformations in soils amended with green manures. **Advances in Soil Science**, v.20, p. 238-309, 1992.
- YAN, F; SCHUBERT, S; MENGEL, K Soil pH changes during legume growth and application of plant material. **Biology and Fertility of Soils**, v.23, n.3, p.236-242, 1996.
- ZILBILSKE, L.M. Dynamics of nitrogen and carbon in soil during papermill sludge decomposition. **Soil Science**, v.143, n.1, p. 26-33, 1987.

APÊNDICE

Apêndice 1. Valores médios de pH (CaCl_2) nos solos tratados com materiais orgânicos Experimento 1.

Materiais Orgânicos	Período de incubação (dias)										
	4	8	12	17	32	49	63	77	92	108	175
Latossolo Vermelho Amarelo											
Testemunha	4,78 gh	4,80 g	4,76 g	4,73 i	4,66 h	4,65 g	4,59 g	4,53 g	4,75 g	4,68 g	4,50 g
Palha de cana	4,82 g	4,81 g	4,82 g	4,81 h	4,79 g	4,78 f	4,78 f	4,76 f	5,00 f	4,91 f	4,71 ef
Feijão de porco	5,30 e	5,42 e	5,40 e	5,33 f	5,25 e	5,14 e	5,06 e	5,01 e	5,15 e	5,07 e	4,79 e
Esterco bovino	5,12 f	5,06 f	5,00 f	4,98 g	4,95 f	4,84 f	4,80 f	4,79 f	4,93 f	4,95 ef	4,60 fg
Esterco de galinha	6,28 c	6,41 c	6,43 c	6,46 c	6,46 b	6,58 b	6,69 b	6,64 b	6,73 b	6,75 b	6,63 b
Composto org.	4,71 h	4,76 g	4,75 g	4,73 i	4,59 h	4,52 h	4,54 g	4,54 g	4,71 g	4,64 g	4,44 gh
Vermicomposto	5,26 e	5,45 e	5,40 e	5,43 e	5,36 d	5,41 d	5,30 d	5,29 d	5,44 d	5,44 d	5,18 d
Turfa	4,57 i	4,54 h	4,59 h	4,55 j	4,40 i	4,34 i	4,39 h	4,41 h	4,55 h	4,50 h	4,27 h
Lodo 1	6,36 b	6,59 b	6,54 b	6,59 b	6,66 a	6,85 a	6,86 a	6,86 a	6,98 a	6,95 a	7,03 a
Lodo 2	6,63 a	6,71 a	6,74 a	6,67 a	6,67 a	6,83 a	6,71 b	6,69 b	6,78 b	6,77 b	6,67 b
Vinhaça	5,46 d	6,04 d	5,99 d	6,00 d	5,89 c	5,81 c	5,59 c	5,56 c	5,68 c	5,70 c	5,48 c
Cambissolo											
Testemunha	4,10 f	4,10 fg	4,15 fg	4,07 h	4,06 g	4,02 g	4,11 fg	4,07 gh	4,10 g	4,06 g	3,93 f
Palha de cana	4,10 fg	4,09 fg	4,09 fg	4,09 h	4,07 fg	4,06 fg	4,13 fg	4,11 g	4,17 fg	4,16 fg	4,04 ef
Feijão de porco	4,23 de	4,25 e	4,27 e	4,26 f	4,23 e	4,23 e	4,28 e	4,22 ef	4,31 ef	4,20 ef	4,09 ef
Esterco bovino	4,18 e	4,16 f	4,16 f	4,16 g	4,16 ef	4,12 f	4,16 f	4,13 fg	4,21 fg	4,14 fg	4,02 f
Esterco de galinha	5,25 b	5,36 c	5,40 c	5,56 c	5,70 b	5,77 b	5,76 b	5,88 b	5,95 b	5,96 b	5,83 b
Composto org.	4,07 fg	4,07 g	4,10 fg	4,08 h	4,11 fg	4,03 fg	4,06 g	4,08 gh	4,13 g	4,06 g	3,97 f
Vermicomposto	4,24 de	4,26 e	4,31 e	4,35 e	4,33 d	4,31 e	4,34 e	4,29 e	4,38 e	4,31 e	4,21 e
Turfa	4,03 g	4,03 g	4,05 g	4,06 h	4,07 fg	3,99 g	4,07 g	4,01 h	4,10 g	4,03 g	3,93 f
Lodo 1	5,03 c	5,62 b	5,54 b	5,78 b	5,90 a	6,12 a	6,10 a	6,14 a	6,27 a	6,23 a	6,22 a
Lodo 2	5,42 a	5,88 a	5,81 a	5,93 a	5,73 b	5,65 c	5,51 c	5,42 c	5,67 c	5,55 c	5,26 c
Vinhaça	4,28 d	4,44 d	4,54 d	4,61 d	4,83 c	4,89 d	4,98 d	4,99 d	5,23 d	5,12 d	4,60 d
C.V (%)	0,54	0,63	0,68	0,42	0,65	0,76	0,58	0,72	0,98	0,93	1,22

Médias dentro de cada solo, seguidas por letras distintas na vertical, diferem entre si ao nível de significância de 5 %, pelo teste de Tukey.

Médias dentro de cada solo, seguidas por letras distintas na vertical, diferem entre si ao nível de significância de 5 %, pelo teste de Tukey.

Apêndice 2. Valores médios de pH (H₂O) nos solos tratados com materiais orgânicos no Experimento 1.

Materiais Orgânicos	Período de incubação (dias)										
	4	8	12	17	32	49	63	77	92	108	175
Latossolo Vermelho Amarelo											
Testemunha	5,63 de	5,85 e	5,70 de	5,52 f	5,35 e	5,29 f	5,36 f	5,43 e	5,20 ef	5,39 ef	5,17 ef
Palha de cana	5,45 ef	5,83 e	5,64 de	5,76 de	5,58 d	5,59 e	5,80 c	5,72 d	5,77 c	5,62 de	5,42 d
Feijão de porco	6,03 c	6,43 c	6,21 c	6,16 c	5,85 c	5,62 de	5,73 c	5,72 d	5,58 cd	5,58 def	5,37 de
Esterco bovino	5,82 d	6,06 d	5,74 d	5,68 e	5,58 d	5,49 e	5,47 e	5,55 e	5,33 de	5,64 cd	5,16 efg
Esterco de galinha	6,83 b	7,30 a	7,10 a	7,00 a	6,98 a	7,06 a	7,08 a	7,07 ab	7,02 b	7,19 b	7,28 b
Composto org.	5,37 f	5,54 f	5,55 e	5,48 f	5,16 f	5,19 f	5,09 g	5,43 e	5,14 ef	5,29 f	5,08 fg
Vermicomposto	5,77 d	5,98 de	5,80 d	5,91 d	5,72 cd	5,75 cd	5,59 d	5,82 d	5,70 c	5,85 c	5,76 c
Turfa	5,35 f	5,53 f	5,53 e	5,41 f	4,98 g	4,99 g	4,85 h	5,24 f	5,05 ef	5,12 g	4,94 g
Lodo 1	6,67 b	7,02 b	6,99 a	7,04 a	7,03 a	7,09 a	7,02 a	7,16 a	7,35 a	7,47 a	7,63 a
Lodo 2	7,07 a	7,29 a	7,05 a	7,10 a	6,87 a	6,88 b	6,83 b	6,99 b	6,95 b	7,09 c	7,06 b
Vinhaça	5,72 d	6,58 c	6,48 b	6,40 b	6,14 b	5,82 c	5,78 c	6,02 c	5,67 c	5,74 cd	5,92 c
Cambissolo											
Testemunha	4,75 d	4,88 def	4,84 cd	4,94 c	4,76 de	4,83 de	4,56 f	4,68 fg	4,71 ef	4,62 g	4,48 g
Palha de cana	4,87 cd	4,93 d	4,82 cd	4,98 c	4,80 cde	4,93 cd	4,69 e	4,85 e	5,00 e	4,94 e	4,76 de
Feijão de porco	5,03 c	5,14 c	4,97 c	5,13 b	4,96 c	5,05 c	4,68 e	4,88 e	4,85 ef	4,77 efg	4,68 efg
Esterco bovino	5,00 c	4,86 def	4,83 cd	4,93 c	4,68 e	4,78 de	4,43 gh	4,74 efg	4,76 ef	4,75 efg	4,61 efg
Esterco de galinha	5,89 b	5,86 b	5,83 b	6,15 a	5,94 ab	6,05 a	5,85 b	6,30 b	6,27 b	6,25 b	6,27 b
Composto org.	4,93 cd	4,74 efg	4,77 d	4,85 c	4,67 e	4,74 e	4,44 gh	4,67 fg	4,70 ef	4,69 fg	4,57 efg
Vermicomposto	4,95 c	4,69 fg	4,86 cd	4,87 c	4,69 e	4,82 de	4,52 fg	4,82 ef	4,85 ef	4,86 ef	4,71 def
Turfa	5,01 c	4,90 de	4,87 cd	4,88 c	4,71 de	4,73 e	4,39 h	4,63 g	4,67 f	4,61 g	4,53 fg
Lodo 1	5,95 b	6,03 b	6,01 a	6,12 a	6,09 a	6,18 a	6,17 a	6,46 a	6,56 a	6,59 a	6,69 a
Lodo 2	6,16 a	6,26 a	6,09 a	6,25 a	5,86 b	5,89 c	5,44 c	5,85 c	5,81 c	5,64 c	5,61 c
Vinhaça	4,45 e	4,64 g	4,72 d	4,86 c	4,87 cd	4,98 c	4,85 d	5,32 d	5,31 d	5,23 d	4,90 d
C.V. (%)	1,21	1,21	1,13	0,98	1,09	0,99	0,73	0,98	1,86	1,47	1,43
Médias dentro de cada solo, seguidas por letras distintas na vertical, diferem entre si ao nível de significância de 5 %, pelo teste de Tukey.											

Médias dentro de cada solo, seguidas por letras distintas na vertical, diferem entre si ao nível de significância de 5 %, pelo teste de Tukey.

Apêndice 3. Valores médios de alumínio trocável ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$), determinado por espectrofotometria nos solos tratados com materiais orgânicos no Experimento 1.

Materiais Orgânicos	Período de incubação (dias)										
	4	8	12	17	32	49	63	77	92	108	175
Latossolo Vermelho Amarelo											
Testemunha	0,4 a	0,4 a	0,2 a	0,1 a	0,3 a	0,1 a	0,1 a	0,1 a	0,7 ab	1,0 abc	1,6 ab
Palha de cana	0,6 a	0,4 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,3 b	0,5 bc	0,8 ab
Feijão de porco	0,3 a	0,2 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 b	0,1 c	0,6 ab
Esterco bovino	0,3 a	0,1 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 b	0,2 c	1,0 ab
Esterco de galinha	0,2 a	0,3 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,1 a	0,0 a	0,0 a	0,0 b	0,0 c	0,2 ab
Composto org.	0,4 a	0,5 a	0,1 a	0,1 a	0,2 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	1,1 ab	1,6 ab	1,7 ab
Vermicomposto	0,2 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 b	0,0 c	0,2 ab
Turfa	0,7 a	0,6 a	0,3 a	0,7 a	0,5 a	0,0 a	0,1 a	0,4 a	1,6 a	2,0 a	2,3 a
Lodo 1	0,1 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 b	0,0 c	0,1 ab
Lodo 2	0,1 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 b	0,0 c	0,1 b
Vinhaça	0,2 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 b	0,1 c	0,1 b
Cambissolo											
Testemunha	19,1 a	22,9 a	21,3 ab	23,7 ab	17,1 b	15,4 ab	12,1 a	18,6 a	20,4 a	24,2 a	23,7 ab
Palha de cana	15,3 b	19,4 b	19,2 b	22,1 bc	16,4 b	13,9 c	10,0 c	15,0 b	16,5 c	18,9 c	19,0 c
Feijão de porco	8,5 cd	10,8 d	13,2 cd	12,4 e	8,1 d	6,0 e	4,5 e	7,9 d	10,0 e	14,3 e	14,6 d
Esterco bovino	10,5 c	17,0 c	15,8 c	15,2 d	11,5 c	10,4 d	7,5 d	11,5 c	14,6 d	16,6 d	17,5 c
Esterco de galinha	0,1 e	0,0 g	0,0 f	0,0 h	0,0 e	0,1 g	0,0 g	0,0 f	0,1 g	0,0 g	0,2 f
Composto org.	14,9 b	18,9 bc	20,1 ab	20,3 c	17,1 b	14,9 bc	11,1 b	17,2 a	18,5 b	22,5 b	22,4 b
Vermicomposto	8,4 d	7,1 e	11,0 d	8,2 f	6,5 d	3,8 f	1,9 f	5,5 e	7,6 f	9,5 f	12,6 d
Turfa	15,6 b	23,4 a	21,7 a	25,2 a	19,7 a	16,2 a	11,7 ab	18,5 a	20,2 a	24,6 a	24,9 a
Lodo 1	0,1 e	0,0 g	0,0 f	0,0 h	0,0 e	0,0 g	0,0 g	0,1 f	0,0 g	0,0 g	0,2 f
Lodo 2	0,0 e	0,0 g	0,0 f	0,0 h	0,0 e	0,0 g	0,0 g	0,0 f	0,0 g	0,0 g	0,5 f
Vinhaça	6,2 d	4,7 f	3,3 e	3,0 g	0,4 e	0,1 g	0,0 g	0,0 f	0,3 g	0,9 g	3,9 e
C.V (%)	17,5	14,2	16,5	12,0	14,9	12,8	13,3	11,8	9,24	7,12	11,5

Médias dentro de cada solo, seguidas por letras distintas na vertical, diferem entre si ao nível de significância de 5 %, pelo teste de Tukey.

Médias dentro de cada solo, seguidas por letras distintas na vertical, diferem entre si ao nível de significância de 5 %, pelo teste de Tukey.

Apêndice 4. Valores médios de pH(CaCl₂) do solo em resposta a incubação de materiais orgânicos no Experimento 2.

Dias de incubação	Temp.	----- Materiais orgânicos -----					
		Testemunha	Feijão de porco	Esterco bovino	Vinhaça	Lodo I	Turfa
0,5	20°C	4,16 a CD	4,27 a B	4,24 b BC	4,23 b BC	5,35 a A	4,11 b D
	30°C	4,19 a CD	4,31 a B	4,28 a BC	4,27 a BC	5,46 b A	4,13 a D
1,0	20°C	4,17 a C	4,32 a B	4,25 a B	4,25 a B	5,70 b A	4,12 a C
	30°C	4,20 a C	4,35 a B	4,29 a B	4,28 a B	5,85 a A	4,16 a C
3,8	20°C	4,23 a CD	4,40 a B	4,33 a BC	4,35 b BC	5,53 b A	4,19 a D
	30°C	4,25 a C	4,44 a B	4,34 a BC	4,45 a B	5,75 a A	4,22 a C
7,6	20°C	4,24 a DE	4,42 a C	4,32 a CD	4,78 b B	5,69 b A	4,21 a E
	30°C	4,23 a D	4,42 a C	4,33 a CD	4,86 a B	5,85 a A	4,28 a D
10,5	20°C	4,26 a D	4,43 a C	4,34 a CD	4,88 b B	5,92 b A	4,23 a D
	30°C	4,27 a D	4,46 a C	4,35 a CD	4,96 a B	6,10 a A	4,24 a D
17,5	20°C	4,21 a E	4,44 a C	4,31 a D	4,96 b B	6,19 b A	4,20 a E
	30°C	4,23 a E	4,43 a C	4,33 a D	5,21 a B	6,27 a A	4,20 a E
25,5	20°C	4,24 a D	4,48 a C	4,36 a C	5,03 a B	6,02 a A	4,23 a D
	30°C	4,22 a D	4,41 a C	4,33 a C	5,16 a B	6,06 a A	4,19 a D
38,5	20°C	4,17 a E	4,38 a C	4,26 a D	5,11 b B	6,18 a A	4,15 a E
	30°C	4,17 a E	4,30 b C	4,23 a D	5,32 a B	6,19 a A	4,17 a E
50,6	20°C	4,17 a D	4,31 a C	4,21 a D	5,27 a B	6,12 a A	4,13 a E
	30°C	4,17 a D	4,30 a C	4,21 a D	5,28 a B	6,10 a A	4,08 a E
71,5	20°C	4,08 a E	4,26 a C	4,13 a D	5,22 b B	6,41 b A	4,04 a E
	30°C	4,04 a D	4,20 b C	4,06 b D	5,28 a B	6,20 a A	3,98 b E

Dentro de cada linha horizontal, médias seguidas por letras maiúsculas distintas diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade.

Dentro de cada época de amostragem, médias seguidas por letras minúsculas distintas na vertical diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade.