

CARACTERIZAÇÃO DA MATRIZ ORGÂNICA DE RESÍDUOS DE ORIGENS DIVERSIFICADAS⁽¹⁾

Leônidas Carrijo Azevedo Melo⁽²⁾, Carlos Alberto Silva⁽³⁾
& Bruno de Oliveira Dias⁽⁴⁾

RESUMO

Vários fatores controlam a velocidade de decomposição e a liberação de nutrientes por resíduos orgânicos. Dentre esses fatores, destacam-se o grau de humificação e a natureza química dos resíduos. Com este trabalho, objetivou-se caracterizar a matriz orgânica de amostras de lodo de esgoto, esterco de galinha, suíno, codorna e bovino, além de composto, substrato orgânico e material húmico comerciais. Analisaram-se o pH, condutividade elétrica (CE), capacidade de troca de cátions (CTC), capacidade de retenção de água (CRA), teores de N total e N-mineral, matéria orgânica, carbono orgânico total (COT) e as frações de COT: C-fração ácido húmico (C-FAH), C-fração ácido fúlvico (C-FAF), C solúvel em água (CSA), C lábil e teor e diversidade de ácidos orgânicos de baixa massa molar (AOBMM). Quanto maior o teor de C-fração ácido húmico, mais elevada é a capacidade de adsorver cátions dos resíduos orgânicos. Considerando-se o índice de humificação (IH), a razão de humificação (RH) e a CTC, e seus respectivos valores críticos (19 %, 28 % e 67 cmol_c kg⁻¹) para separar materiais decompostos daqueles suscetíveis à decomposição, os esterco de suíno, bovino, galinha e codorna, a amostra de composto e o lodo de esgoto 1 podem ser classificados como resíduos ainda não completamente humificados. O C lábil não foi adequado para prever a biodisponibilidade dos resíduos avaliados. Os esterco de galinha e de codorna foram os materiais mais ricos em ácidos orgânicos de baixa massa molar.

Termos de indexação: substâncias húmicas, carbono solúvel em água, capacidade de troca de cátions, N.

⁽¹⁾ Parte da Tese de Mestrado do primeiro autor, apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas, Departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras – UFLA. Recebido para publicação em novembro de 2006 e aprovado em outubro de 2007.

⁽²⁾ Doutorando em Agronomia, Solos e Nutrição de Plantas, Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ. Caixa Postal 09, Av. Pádua Dias 11, CEP 13418-900 Piracicaba (SP). E-mail: leonidasmelobr@yahoo.com.br

⁽³⁾ Professor do Departamento de Ciência do Solo, UFLA. E-mail: csilva@ufla.br

⁽⁴⁾ Doutorando em Agronomia, Ciência do Solo, UFLA. E-mail: b2dias@yahoo.com.br

SUMMARY: CHARACTERIZATION OF THE ORGANIC MATRIX OF RESIDUES FROM DIFFERENT ORIGINS

The humification degree and the chemical nature of organic residues are essential factors controlling their degradation and nutrient release. To characterize the organic matrix, samples of sewage sludge, poultry, pig, cattle and quail manure, besides commercial compost, organic substrate and humic material were analyzed for: pH, electric conductivity, cation exchange capacity (CEC), water retention capacity, concentration of total N and mineral N, organic matter, total organic carbon (TOC) and the TOC fractions: humic acid C-fraction; fulvic acid C-fraction, water soluble C, labile-C and concentration and diversity of low mass molecular organic acids. The higher the humic acid C-fraction content, the greater was the CEC of the organic residues. Based on the humification index (HI), humification ratio (HR), the CEC and their respective critical values (19 %, 28 % and 67 cmol_c kg⁻¹), to separate decomposed material from material in decomposition, the pig, cattle, poultry and quail manures and the organic compost and sludge sewage 1 were classified as not completely decomposed residues. Labile-C was not appropriate to predict the bioavailability of the studied residues. The concentration of low molecular weight organic acids was higher in poultry and quail manure.

Index terms: cation exchange capacity, humic substances, nitrogen, water-soluble carbon.

INTRODUÇÃO

O aumento do custo dos fertilizantes comerciais e a crescente poluição ambiental fazem do uso de resíduos orgânicos na agricultura uma opção atrativa do ponto de vista econômico, em razão da ciclagem de C e nutrientes. Isso gera aumento na demanda por pesquisas para avaliar a viabilidade técnica e econômica dessa utilização. São muitos os resíduos orgânicos de origens urbana, industrial e agrícola que podem ser usados na agricultura, sendo exemplos: esterco de bovino, de galinha e de suíno, torta de filtro, torta de mamona, adubos verdes, turfa, lodo de esgoto, resíduos oriundos da fabricação de álcool e açúcar, compostos orgânicos, resíduos do processamento de frutos, etc. Em relação à matéria orgânica, o teor de substâncias húmicas e, por conseguinte, o estágio de humificação dos resíduos de uso agrônômico são variáveis e exercem influência sobre a biodisponibilidade desses materiais em solo (Moral et al., 2005).

O grau de humificação, que representa as proporções de C-substâncias húmicas em relação ao C total no resíduo, depende do estágio de decomposição das substâncias nele presentes, e isso se mostra determinante do papel dos resíduos no solo, que podem atuar como fontes de nutrientes e, ou, como condicionadores de solo. A humificação ocorre em razão da compostagem ou decomposição natural dos resíduos adicionados ao solo e consiste da síntese de ácidos húmico, fúlvico, humina e outros materiais húmicos a partir da degradação de compostos diversos presentes nos resíduos, por meio de reações de síntese e ressíntese mediadas pelos organismos decompositores (Hsu & Lo, 1999). Assim, dependendo do tempo de compostagem, da natureza dos materiais compostados ou do tempo de adição de resíduos ao solo, o grau de

humificação ou o teor de C-substâncias húmicas nos materiais orgânicos podem variar de um material ou área agrícola para outra, em relação à matéria orgânica total (Wu & Ma, 2002). Isso implica aplicação nas lavouras de resíduos orgânicos com diferentes graus de humificação, o que se explica pela ausência ou compostagem incompleta dos materiais, uso de resíduos vegetais recentemente colhidos, etc. Isso pode representar, em curto e médio prazo, a possibilidade de imobilização de nutrientes pela microbiota do solo, principalmente se se tratar de resíduos menos lábeis e com baixo teor de N (Aita et al., 2001).

No caso dos solos, o uso de resíduos orgânicos, por conterem altos teores de matéria orgânica, contribui para maior armazenamento de C no solo, aumento da CTC, maior complexação de elementos tóxicos e de micronutrientes, melhoria da estrutura, maior infiltração e retenção de água, aumento da aeração e da atividade e diversidade microbianas (Simonete, 2001; Ceretta et al., 2003; Rocha et al., 2004), constituindo-se, assim, em componentes fundamentais para o aumento da capacidade produtiva do solo. Por se tratar de fontes importantes de matéria orgânica, há também a necessidade de conhecer melhor as diferentes frações orgânicas presentes nesses resíduos, visto que o grau de humificação e a presença de moléculas orgânicas de maior biodisponibilidade são fatores determinantes da capacidade desses materiais em adsorver cátions e em liberar nutrientes para as plantas. A utilização agrícola de resíduos sólidos, como adubo orgânico, deve ser realizada segundo critérios técnicos. Nesse caso, a quantificação dos teores de N mineral e de N potencialmente mineralizável presente nos resíduos orgânicos é critério importante para definir as doses de resíduos a serem adicionadas nas lavouras (Abreu Júnior et al., 2005).

Em estudo amplo que visou caracterizar a matriz orgânica de esterco de diversas origens, Moral et al. (2005) verificaram que os teores de matéria orgânica nos resíduos variaram de 39,6 a 69,7 dag kg⁻¹; os de N total, de 1,5 a 2,9 dag kg⁻¹; a relação C/N, de 11,1 a 20,8; os teores de C-ácido fúlvico medidos, dentro da faixa de 0,93–2,55 dag kg⁻¹; e os de C-ácido húmico, de 0,43 a 1,35 dag kg⁻¹, com predominância na maioria dos esterco de C-ácido fúlvico sobre o C-ácido húmico, o que indica que a matéria orgânica desses esterco não se encontrava completamente humificada. Visando à caracterização de esterco, lodo de esgoto, composto e outros materiais orgânicos, Unsal & Ok (2001) verificaram ampla variação nos teores de C (6,9 a 46,9 dag kg⁻¹), de N (1,36 a 3,10 dag kg⁻¹) e da relação C/N (4,4 a 23,3), e os teores de C orgânico na forma de ácido húmico variaram de 0,98 a 7,03 dag kg⁻¹, o que sinaliza grandes diferenças no grau de humificação dos materiais estudados.

Outro ponto importante diz respeito ao grau de maturação de materiais orgânicos. Vários autores discutem sobre características que devem ser analisadas para avaliar o grau de maturação de resíduos, sendo bastante questionada a análise de uma única característica para esse tipo de avaliação. Para inferir o grau de maturação de resíduos orgânicos, o ideal é que várias características sejam analisadas de modo conjunto (Jouraiphy et al., 2005).

Características físicas, como cor, odor e temperatura, fornecem uma idéia geral do estágio de decomposição atingido, porém não são acuradas para se estimar o grau de maturação dos resíduos. Por isso, métodos químicos são amplamente utilizados, incluindo medidas da relação C/N, teor de N inorgânico, capacidade de troca de cátions, bem como o uso de índices do grau de humificação da matéria orgânica (Bernal et al., 1998a). Do mesmo modo, Tomati et al. (2000) sugeriram o uso de diferentes índices de maturação ou de estabilidade química de resíduos, como: relação C/N, índice de humificação e índice de germinação de sementes e a avaliação do teor e relação de ácidos húmicos e fração humina, e de diversos índices de humificação obtidos a partir da quantificação do C associado a essas frações da matéria orgânica.

Em razão da grande variação nos valores de atributos ligados à matéria orgânica, Moral et al. (2005) concluíram que não é possível fazer generalizações quanto às frações orgânicas predominantes e à velocidade de liberação de nutrientes por cada resíduo, daí a necessidade de se caracterizar a matriz orgânica antes da adição desses materiais ao solo. Assim, este estudo teve por objetivo caracterizar as frações orgânicas, em termos de proporções de substâncias húmicas e teores e biodisponibilidade do C e N, bem como avaliar o grau de correspondência entre os atributos analisados, em resíduos orgânicos de origens diversificadas.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no Departamento de Ciência do Solo/UFLA, sendo as determinações analíticas feitas nos Laboratórios de Estudo da Matéria Orgânica do Solo (LEMOS) e de Cromatografia. Os materiais orgânicos foram coletados em municípios do sul de Minas Gerais, sendo analisados os seguintes resíduos: amostras de lodo de esgoto (1 e 2); esterco de galinha (Lavras, MG); composto comercial (Passos, MG); esterco de suíno (Oliveira, MG); esterco de codorna (Lavras, MG); esterco de bovino (Lavras, MG); substrato orgânico comercial; e material húmico comercial com predominância de ácido húmico. Após a etapa de coleta, as amostras foram secas (70 °C), peneiradas (> 0,25 mm) e armazenadas em dessecador para posterior análise.

A matéria orgânica (MO) foi determinada por perda de massa aquecida a 500 °C durante 2 h, em forno do tipo mufla, por meio da pesagem de 2 g de cada resíduo (seco em estufa a 100 °C) em cadinhos de porcelana, considerando-se o material perdido pela queima entre 100 e 500 °C como a MO contida nos resíduos. A determinação do COT foi realizada utilizando-se o procedimento analítico proposto por Yeomans & Bremner (1988), com digestão via úmida, oxidação a quente e titulação com sulfato ferroso amoniacal.

Para quantificação do N total, as amostras foram digeridas durante 3 h em bloco digestor, por meio da pesagem em tubo de vidro de 0,1 g de cada material, adicionando-se em cada tubo 3 mL de H₂SO₄ concentrado e uma mistura de K₂SO₄ + CuSO₄ + Se p.a. O teor de N total foi determinado por meio da destilação em aparelho semimicro Kjeldahl das amostras digeridas, com o uso de solução de ácido bórico como indicador e de HCl 0,07143 mol L⁻¹ como solução titulante. Foram determinados também os teores de N inorgânico (amônio e nitrato), sendo essas formas de N extraídas com solução de KCl 2 mol L⁻¹, por meio da pesagem de 10 g da amostra e adição de 100 mL do extrator, agitando-se durante 1 h e deixando-se em repouso por 30 min. A seguir, foi retirada uma alíquota do sobrenadante (30 mL), que foi destilada primeiro com MgO, para quantificação do N-NH₄⁺, e, em seguida, com liga de Devarda em pó, a fim de se avaliar o N-NO₃⁻. Após essa etapa, os teores de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ foram quantificados por titulometria, com o uso de HCl 0,07143 mol L⁻¹ como solução titulante (Bremner & Keeney, 1966).

A condutividade elétrica (CE) foi determinada utilizando-se 15 g de amostra (base seca) mais 30 mL de água deionizada, agitando-se por 30 min. Após 16 h de repouso, as amostras foram filtradas e as determinações feitas no extrato aquoso, com auxílio de condutivímetro calibrado com solução-padrão de KCl 0,01 mol L⁻¹ (CE igual a 1,412 dS m⁻¹ a 25 °C).

Para caracterização e quantificação dos teores de C-substâncias húmicas nos resíduos, foi utilizado o método de extração e fracionamento quantitativo descrito por Benites et al. (2003), que se baseia na solubilidade diferenciada das substâncias húmicas em meios alcalino e ácido, determinando-se os teores de C nas frações obtidas – no caso, a fração ácido húmico (C-FAH) e a fração ácido fúlvico (C-FAF), de acordo com Yeomans & Bremner (1988). Diferentes índices de humificação foram calculados de acordo com Jouraiphy et al. (2005): IH, ou índice de humificação, que corresponde à percentagem de C da fração ácido húmico (C-FAH) em relação ao C orgânico total (COT); RH, ou razão de humificação, que estabelece a percentagem de substâncias húmicas (SH) em relação ao C orgânico total; PAH, ou percentagem de ácidos húmicos, apresentado como a percentagem de C da fração ácido húmico em relação ao total das substâncias húmicas; GP, ou grau de polimerização, que representa o C da fração ácido húmico (C-FAH) em relação ao C da fração ácido fúlvico (C-FAF); e SH representa as substâncias húmicas (C-FAH + C-FAF).

O teor de C lábil nas amostras orgânicas foi determinado seguindo-se a marcha analítica que preconizava a oxidação das amostras de resíduos orgânicos com permanganato de K $0,033 \text{ mol L}^{-1}$ e leitura dos extratos em espectrofotômetro a 565 nm (Mendonça & Matos, 2005). O C solúvel em água (CSA) foi determinado seguindo-se protocolo descrito em Mendonça & Matos (2005), com algumas modificações, sendo o extrato de análise obtido por meio da filtração com membrana celulósica ($0,45 \mu\text{m}$). O C-solúvel no extrato analítico foi oxidado com pirofosfato de sódio $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ na presença de ácido sulfúrico, medindo-se o seu teor em função da análise dos extratos em espectrofotômetro a 495 nm .

A técnica de cromatografia líquida de alta performance (HPLC) foi utilizada na identificação e quantificação de ácidos orgânicos de baixa massa molar. Para extração dos ácidos, pesaram-se 10 g de cada material finamente moído ($> 0,25 \text{ mm}$), em três repetições, e adicionou-se água bidestilada, de acordo com a capacidade de retenção de água de cada material, deixando-se sob incubação por 3 dias. Posteriormente, os extratos foram centrifugados a 9.000 rpm durante 10 min , sendo filtrados a seguir em membrana celulósica com $0,45 \mu\text{m}$ de diâmetro, para obtenção dos sobrenadantes, que foram analisados utilizando-se uma coluna cromatográfica da marca Supelco, modelo Supelcogel C-610H, $30 \text{ cm} \times 7,8 \text{ mm}$; como padrões, foram utilizados ácidos orgânicos de baixa massa molar puros, para análise da marca Merck. Os tempos de eluição de cada ácido orgânico utilizado, e seus respectivos cromatogramas, utilizados na confecção de curvas-padrão, são apresentados na figura 1. Foi utilizada a solução de H_3PO_4 1 g L^{-1} como eluente, a um fluxo de $0,5 \text{ mL/min}$, com injeção de $30 \mu\text{L}$ da amostra. O tempo de aquisição dos cromatogramas foi de 35 min , com intervalo de 1 min entre uma corrida e outra.

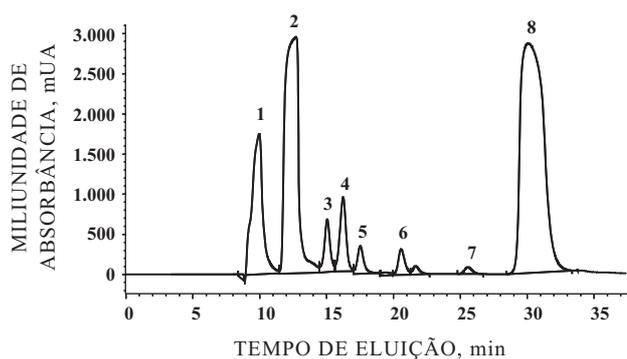


Figura 1. Cromatograma de padrões de ácidos orgânicos de baixa massa molar. 1 = oxálico; 2 = maleico; 3 = cítrico; 4 = málico; 5 = láctico; 6 = fórmico; 7 = fumárico; 8 = butírico.

A capacidade de troca de cátions (CTC) dos materiais orgânicos foi determinada segundo o método analítico descrito em Williams (1984), com pequenas adaptações, ou seja, com uso de ácido clorídrico para saturação dos sítios de troca, adição de carvão ativado à amostra, no sentido de prevenir perdas de material orgânico passível de solubilização e substituição da solução de acetato de Ba por acetato de Ca. A capacidade de retenção de água (CRA) dos diferentes resíduos foi avaliada por meio da pesagem de 50 g de cada material seco em papel-filtro acondicionado em funil de vidro. Em seguida, foram adicionados em cada funil 100 mL de água destilada, de modo gradual, sendo observado um período de 24 h até a drenagem da água em excesso, portanto, não adsorvida nos resíduos orgânicos. A CRA foi calculada de acordo com a seguinte equação: $\text{CRA} = ((100 - \text{volume de água drenada do funil}) / 50 \text{ g de resíduo seco}) (1.000 / 10)$, em cL kg^{-1} .

Por se tratar de um estudo de caracterização, as médias dos diferentes atributos analisados foram apresentadas com seus respectivos desvios-padrão e, em todas as análises, foram utilizadas quatro repetições. A análise de correlação simples de Pearson foi utilizada com o objetivo de se avaliar o grau de correspondência entre os atributos analisados. As análises estatísticas foram realizadas por meio do programa SAEG (Ribeiro Júnior, 2001).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados dos atributos avaliados na caracterização dos resíduos orgânicos estudados são apresentados no quadro 1. Os valores de pH em água variaram de $3,4$ a $9,6$, e os de pH em solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, de $3,3$ a $8,5$, no lodo de esgoto 1 e composto, respectivamente, sendo esses últimos valores mais baixos que os valores de pH em água.

Comparando as duas medições de pH, os valores de pH em CaCl₂ foram, em média, de 0,1 a 1,1 unidade inferiores aos valores medidos em água.

De acordo com Sharma et al. (1997), são admitidos, para uso nas lavouras, materiais com pH em água na faixa de 6 a 8,5. Assim, o esterco de bovino e o composto, se aplicados ao solo, em doses elevadas, poderiam modificar o valor de pH, para uma faixa acima daquela considerada adequada ao pleno crescimento das culturas. Do mesmo modo, o material húmico e o lodo de esgoto 1, aplicados no solo em altas doses, poderiam acidificá-lo, prejudicando a cultura existente ou a ser implantada.

Não foram verificadas grandes variações na capacidade de retenção de água (CRA) dos resíduos, que foram, em geral, elevadas. Considerando tratar-se de materiais normalmente ricos em grupamentos amina e carboxila, é razoável supor que a capacidade retentora de água da matéria orgânica seja devido à facilidade de formação de ligações de H entre os dipolos elétricos das moléculas de água e aqueles dos referidos grupamentos (Shriver & Atkins, 2003). Apenas o lodo de esgoto 2 apresentou baixa CRA, o que se explica pelo seu baixo teor de C orgânico total (Quadro 2).

A condutividade elétrica variou dentro de uma ampla faixa – de 0,7 a 11,6 dS m⁻¹ no esterco de suíno

Quadro 1. Atributos avaliados⁽¹⁾ para caracterização dos resíduos orgânicos

Material orgânico	pH		CRA	CE	CTC	N total	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	NH ₄ /NO ₃
	H ₂ O	CaCl ₂ ⁽²⁾							
			cL kg ⁻¹	dS m ⁻¹	cmolc kg ⁻¹	dag kg ⁻¹	— mg kg ⁻¹ —		
Esterco suíno	7,2 ± 0,1	6,5 ± 0,1	80 ± 3,5	0,7 ± 0,02	20,4 ± 2,2	1,9 ± 0,1	28 ± 3	13 ± 3	2,15
Esterco bovino	9,1 ± 0,1	8,0 ± 0,1	82 ± 4,0	3,2 ± 0,12	25,9 ± 2,3	1,1 ± 0,1	27 ± 3	30 ± 3	0,90
Esterco de galinha	7,9 ± 0,1	7,4 ± 0,1	81 ± 1,5	9,5 ± 0,02	45,8 ± 0,4	4,6 ± 0,1	608 ± 21	58 ± 16	10,48
Esterco de codorna	8,4 ± 0,1	7,9 ± 0,1	80 ± 1,1	11,6 ± 0,10	44,1 ± 1,4	3,3 ± 0,2	533 ± 14	17 ± 1	31,35
Composto	9,6 ± 0,1	8,5 ± 0,1	81 ± 1,8	5,8 ± 0,04	31,1 ± 0,6	1,2 ± 0,1	27 ± 3	135 ± 11	0,20
Material húmico	4,3 ± 0,1	4,2 ± 0,1	63 ± 5,1	5,0 ± 0,10	97,3 ± 4,1	1,1 ± 0,1	251 ± 8	187 ± 26	1,34
Substrato orgânico	5,8 ± 0,1	5,4 ± 0,1	82 ± 1,3	3,9 ± 0,04	67,4 ± 3,1	0,6 ± 0,1	15 ± 1,8	87 ± 13	0,17
Lodo de esgoto 1	3,4 ± 0,1	3,3 ± 0,1	74 ± 1,2	3,9 ± 0,04	62,5 ± 2,1	2,5 ± 0,1	207 ± 14	566 ± 50	0,37
Lodo de esgoto 2	7,6 ± 0,1	7,3 ± 0,1	33 ± 1,6	5,1 ± 0,10	4,9 ± 0,9	0,8 ± 0,1	335 ± 13	360 ± 16	0,93

⁽¹⁾ ±: desvio-padrão. ⁽²⁾ 0,01 mol L⁻¹.

Quadro 2. Teores de matéria orgânica, C orgânico, relação C/N e frações da matéria orgânica dos diversos materiais orgânicos estudados

Material orgânico	Fração orgânica						
	MO	COT	C/N	C-FAH	C-FAF	C lábil	CSA
	— dag kg ⁻¹ —			— g kg ⁻¹ —			mg kg ⁻¹
Esterco suíno	39,5 ± 0,2	22,8 ± 0,8	12	3,9 ± 0,5	6,0 ± 0,9	6,1 ± 0,2	131 ± 5
Esterco bovino	25,5 ± 0,1	12,2 ± 1,1	11	4,7 ± 0,3	9,0 ± 0,5	4,9 ± 0,5	453 ± 22
Esterco de galinha	45,3 ± 0,3	19,2 ± 0,7	4	11,5 ± 0,4	35,7 ± 0,3	4,1 ± 0,3	1.181 ± 23
Esterco de codorna	46,6 ± 0,7	22,7 ± 1,4	7	15,3 ± 1,2	28,3 ± 0,6	5,5 ± 0,6	585 ± 10
Composto	24,5 ± 0,2	13,6 ± 0,8	11	2,5 ± 0,5	3,7 ± 0,4	4,5 ± 0,4	316 ± 27
Material húmico	43,5 ± 0,1	18,4 ± 0,3	17	71,5 ± 2,3	4,9 ± 0,5	6,1 ± 0,5	31 ± 2
Substrato orgânico	62,8 ± 1,3	31,3 ± 0,4	52	2,3 ± 0,4	6,9 ± 0,6	9,5 ± 0,5	42 ± 3
Lodo de esgoto 1	44,5 ± 1,1	21,7 ± 0,6	9	22,3 ± 0,5	25,9 ± 0,4	8,9 ± 0,3	246 ± 2
Lodo de esgoto 2	11,3 ± 0,2	2,3 ± 0,3	3	0,2 ± 0,0	3,1 ± 0,4	2,3 ± 0,2	26 ± 2

MO: matéria orgânica; COT: carbono orgânico total; C-FAH: carbono fração ácido húmico; C-FAF: carbono fração ácido fúlvico; CSA: carbono solúvel em água.

e de codorna, respectivamente. Segundo Sharma et al. (1997), valores entre 0,64 e 6,85 dS m⁻¹ são considerados normais para uso de resíduos em áreas agrícolas. Os esterco de galinha e de codorna, no estágio de maturação em que foram analisados e conforme a carga e a frequência em que forem adicionados ao solo, podem contribuir para salinização deste, em razão de seus elevados valores de CE.

Os elevados teores de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ no esterco de galinha, esterco de codorna e no lodo de esgoto 1 (Quadro 1), devido aos teores mais elevados de N total nesses resíduos (Quadro 2), indicam que estes poderiam atuar como fonte imediata de N, uma vez que essas formas de N são prontamente disponíveis para as plantas. A aplicação de resíduos no solo, com elevados teores dessas formas de N, deve ser feita com cuidado, observando as doses aplicadas, o tipo de solo e a forma de aplicação, para evitar a lixiviação de amônio e nitrato.

Os teores de N-NH₄⁺ foram superiores aos de N-NO₃⁻ nos esterco de galinha e de codorna. Bernal et al. (1998a) estabeleceram um limite de relação N-NH₄⁺:N-NO₃⁻ de 0,16:1 como valor para identificação de materiais com elevado grau de decomposição de resíduos de origens diferentes. À medida que os materiais orgânicos apresentam maior grau de maturação, há tendência de diminuição do N-NH₄⁺ e aumento do N-NO₃⁻, devido à atuação das bactérias nitrificantes (Sanches-Monedero et al., 2001). Considerando-se somente esse critério, a maioria dos materiais avaliados poderia ser caracterizada como resíduos com baixo grau de humificação (Quadro 1).

A capacidade de troca de cátions (CTC) dos resíduos variou de 4,9 (lodo de esgoto 2) a 97,3 (material húmico) cmol_c kg⁻¹, refletindo a grande variação na capacidade desses materiais orgânicos em adsorver cátions. Esse atributo reflete também grandes diferenças no grau de maturação dos resíduos. Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia (1992) estabeleceram o valor mínimo de 67 cmol_c kg⁻¹ para um composto de lixo urbano ser considerado decomposto, ou seja, estável do ponto de vista bioquímico. Dessa forma, a aplicação de resíduos com maior grau de maturação poderia contribuir para aumentar a CTC do solo, principalmente aqueles com mineralogia oxidica, que possuem a maioria das cargas dependentes de pH, e, portanto, otimizar a adsorção e liberação de nutrientes aplicados via adubação, contribuindo para aumentar a eficiência de uso dos fertilizantes.

Os valores de matéria orgânica, C, relação C/N, índice de humificação e de diferentes frações da matéria orgânica dos resíduos são apresentados no quadro 2. A maioria dos materiais orgânicos apresentou reduzida relação C/N, havendo predomínio de valores abaixo de 15, que são considerados baixos e que poderiam indicar maior potencial de suprimento de N a partir da decomposição desses resíduos, porém, em doses altas, caso os materiais sejam ricos em N total e mineral, pode haver risco maior de contaminação do

lençol freático, em função da lixiviação de nitrato (Oliveira, 2000); além disso, essa contaminação também irá depender do tipo de solo e da frequência de aplicação dos resíduos. Há também que se considerar o fato de que a aplicação de resíduos com C/N alta pode resultar em imobilização temporária de N pelos microrganismos do solo. Segundo Bernal et al. (1998a), a adição de materiais com relação C/N abaixo de 15 não altera o equilíbrio microbiológico do solo, não havendo, portanto, imobilização de N. Sob esse aspecto, somente o material húmico e o substrato orgânico apresentaram relação C/N acima deste limite; contudo, para esses materiais, esse tipo de observação não se aplica em razão de eles serem oriundos da indústria, tratando-se, assim, de materiais estáveis do ponto de vista bioquímico, devido à grande presença de substâncias húmicas em sua composição.

O C solúvel em água (CSA) apresentou valores bastante variáveis, indicando diferenças quanto à estabilidade química desses materiais. Os valores encontrados neste trabalho foram menores que os observados por Zmora-Nahum et al. (2005) (1 a 28 g kg⁻¹) em estudo que avaliou o C orgânico dissolvido em compostos produzidos a partir de resíduos sólidos, esterco bovino e biossólido. Esses autores estabeleceram um limite de 4 g kg⁻¹ como indicativo da maturidade dos compostos. Foi sugerido também o uso desse atributo como método simples e acurado da indicação do grau de maturação do resíduo. O teor de CSA tem sido observado por alguns autores (Hue & Liu, 1995; Bernal et al., 1998b) como uma característica que decresce ao longo do processo de compostagem. Nos materiais estudados é difícil estabelecer um valor-limite, pelo fato de eles serem derivados de fontes muito diferentes; entretanto, pode-se inferir que os materiais com maiores teores de CSA, como os esterco de galinha e codorna, são menos estáveis do ponto de vista bioquímico, ou seja, possuem menor grau de maturação. Isso ocorre em razão de o CSA ser mais facilmente metabolizado pela biomassa decompositora.

O teor de C lábil, que corresponde à fração de C facilmente mineralizável, variou nos materiais estudados e não se correlacionou com o CSA, indicando não ser característica adequada para avaliação do grau de maturação dos resíduos. Maia & Cantarutti (2003) verificaram correlações significativas do N oxidado com 333 mmol L⁻¹ de KMnO₄ com o C lábil, C-total, N mineral e N-biodisponível, em solo sob aplicação de resíduos, e sugeriram que essa característica pode ser utilizada como índice de disponibilidade de N em solo. Para todos os resíduos, apenas uma pequena fração do C se encontra na forma lábil. Os materiais que apresentaram maior proporção de substâncias húmicas em relação à matéria orgânica total foram os esterco de galinha e de codorna, o lodo de esgoto 1 e o material húmico, sendo este último devido ao maior teor de ácido húmico e os primeiros, aos maiores teores de ácido fúlvico presentes nesses materiais.

Os teores de substâncias húmicas dos resíduos foram bastante variáveis (Quadro 3), o que fornece uma idéia da complexidade e grande variabilidade em composição química dos resíduos estudados. Considerando-se o índice de humificação (IH), a razão de humificação (RH) e a percentagem de ácidos húmicos (PAH), os resíduos analisados apresentaram baixo estágio de humificação. Isso de acordo com os limites de 19, 28 e 69 %, respectivamente, estabelecidos por Jouraiphy et al. (2005), em estudo da compostagem de lodo de esgoto com resíduos de plantas após 135 dias, para separar materiais compostados dos parcialmente decompostos.

Pelo grau de polimerização (GP), o C-FAF foi maior que o C-FAH para todos os resíduos, com exceção apenas do material húmico, o que indica que a matéria orgânica desses resíduos não se encontrava em estágio avançado de humificação (Moral et al., 2005). O valor de 1,9 foi proposto por Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia (1992) como um índice para separar composto de lixo e lodo de esgoto estáveis daqueles não completamente curados. Considerando-se esse atributo, os materiais estudados possuem baixo grau de humificação. Esse índice é apontado por vários autores (Sanches-Monedero et al., 1999; Tomati et al., 2000) como o mais sensível para monitorar o processo de humificação.

Em se tratando do estágio de humificação dos resíduos, há, nos materiais estudados, algumas exceções, a saber: o material húmico e o substrato orgânico, cujas observações, nesse caso, não se aplicam, por se tratar de materiais oriundos da indústria, cuja matriz orgânica e teores de materiais húmicos não representam os materiais presentes na natureza. É o caso também do lodo de esgoto 2, cujo teor de COT encontrado foi muito baixo, podendo não ser considerado um resíduo orgânico. Outro material com características peculiares foi o esterco de suíno, pois, mesmo se tratando de material semidecomposto, os seus teores de CSA (Quadro 2)

e AOBMM (Quadro 5) foram baixos, o que pode ser explicado pelas condições de coleta, tendo sido retirado de lagoa de decantação de resíduos. Portanto, as frações de C mais solúveis foram lixiviadas nesse material.

A relação CTC/COT parece ser o índice mais sensível para indicar o estágio de humificação do material (Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia, 1992; Sanches-Monedero et al., 1999). No presente estudo, essa variável foi maior que 1,7 e 1,9 mol_c kg⁻¹ para todos os resíduos estudados, menos para o esterco de suíno, sendo esses valores os limites para descrever, respectivamente, esterco e lodo de esgoto e composto de lixo bem humificados (Roig et al., 1988; Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia, 1992).

Os coeficientes de correlação entre os diferentes atributos avaliados são apresentados no quadro 4. Houve correlação significativa entre diversas variáveis; a matéria orgânica (MO) determinada pelo método de ignição em alta temperatura apresentou correlação de 0,96 com o C orgânico total (COT) determinado pelo método químico. Entretanto, este método de determinação da MO deve ser empregado com cautela (Rodela & Alcarde, 1994), pois, em materiais nos quais é maior a presença da fração mineral em relação à orgânica, é provável que alguns de seus componentes percam parte da água higroscópica da estrutura do mineral, em razão de altas temperaturas. Essa perda de massa resultante da volatilização da água higroscópica é contabilizada juntamente com a massa de compostos orgânicos perdidos na forma de CO₂, o que implica superestimação do teor de matéria orgânica da amostra. Esse fato está de acordo com os resíduos avaliados neste estudo (Quadro 2), uma vez que, no caso do lodo de esgoto 2, em que o teor de COT é baixo (2,3 dag kg⁻¹) e, portanto, há aumento da fração mineral, o teor de MO determinado por queima foi superestimado (11,3 dag kg⁻¹).

Quadro 3. Teores de substâncias húmicas (SH) e índices de humificação calculados para os diferentes resíduos orgânicos estudados

Material orgânico	SH	IH	RH	PAH	GP	C lábil/COT	SH/MO	CTC/COT
	g kg ⁻¹	%				%		mol _c kg ⁻¹
Esterco suíno	9,9	1,7	4,4	39,3	0,6	2,7	2,5	0,89
Esterco bovino	13,7	3,9	11,4	34,2	0,5	4,0	5,4	2,12
Esterco de galinha	47,1	6,0	24,6	24,3	0,3	2,1	10,4	2,39
Esterco de codorna	43,7	6,7	19,2	35,1	0,5	2,4	9,4	1,94
Composto	6,2	1,9	4,6	40,6	0,7	3,3	2,5	2,29
Material húmico	76,4	38,9	41,5	93,6	14,5	3,3	17,6	5,29
Substrato orgânico	9,2	0,7	2,9	25,0	0,3	3,0	1,5	2,15
Lodo de esgoto 1	48,2	10,3	22,2	46,2	0,9	4,1	10,8	2,88
Lodo de esgoto 2	3,3	0,1	13,4	6,0	0,1	10,0	2,9	2,13

SH: substâncias húmicas C-FAH + C-FAF; IH: índice de humificação (C-FAH/COT) 100; RH: razão de humificação: (SH/COT) 100; PAH: percentagem de ácido húmico: (C-FAH/SH) 100; GP: grau de polimerização: C-FAH/C-FAF.

Segundo Pascual et al. (1997), no caso de resíduos orgânicos, o fator de 1,724, que é normalmente utilizado para estimar o teor de matéria orgânica em solo a partir do teor de C total, não é adequado para resíduos orgânicos. É mais aconselhável utilizar o fator de 2,05 sinalizam para o uso desse fator. Os resultados encontrados neste estudo concordam com esse fator, uma vez que, nos materiais avaliados, à exceção do lodo de esgoto 2, o fator médio para a relação MO/COT foi de 2,06, variando entre 1,80 e 2,36. Dessa forma, no caso de resíduos de origens diferentes, torna-se difícil estabelecer um fator confiável para se estimar a MO a partir do COT, e vice-versa.

A MO também apresentou correlação significativa com o C lábil (0,78) e com a CTC (0,70) dos resíduos. O COT teve correlação de 0,82 com o C lábil e -0,75 com a CTC/COT; nesse caso, foi uma relação inversa. O CSA apresentou alta correlação (0,81) com o C-FAF e com o N total. Esses resultados concordam com os de Bernal et al. (1998a), que obtiveram alta correlação

entre CSA e C-FAF em estudo de compostagem com ampla variedade de resíduos. O C-FAH apresentou correlação de 0,93 com a CTC. Isso provavelmente ocorreu porque em materiais estabilizados, como a amostra de material húmico, que possui CTC elevada, há predomínio do C-FAH. Contudo, Bernal et al. (1998a) não encontraram correlação significativa entre essas variáveis. O pH correlacionou-se negativamente com o C-FAH e com a CTC, demonstrando que, à medida que os materiais se tornam mais humificados, há diminuição do pH, provavelmente devido à maior quantidade de grupamentos ácidos das frações mais humificadas.

Os esterco de galinha e de codorna apresentaram teores similares de alguns ácidos, como málico, butírico e lático; o ácido butírico foi encontrado em grandes concentrações nesses esterco (Quadro 5). Isso, provavelmente, está relacionado ao baixo grau de humificação desses materiais, conforme foi indicado por outros atributos avaliados, uma vez que esses

Quadro 4. Coeficientes de correlação simples (análise de Pearson), em função do grau de associação dos atributos avaliados para os diversos resíduos orgânicos

	MO ⁽¹⁾	COT ⁽²⁾	C lábil	CSA ⁽³⁾	C-FAF ⁽⁴⁾	C-FAH ⁽⁵⁾	CTC ⁽⁶⁾	N total	pH
	———%———		g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	———g kg ⁻¹ ———		cmolc kg ⁻¹	%	
MO									
COT	0,96**								
C lábil	0,78**	0,82**							
CSA	ns	ns	-0,30*						
C-FAF	0,40**	0,30*	ns	0,81**					
C-FAH	ns	ns	ns	ns	ns				
CTC	0,70**	0,58**	0,61**	ns	ns	0,80**			
N total	0,32*	ns	ns	0,87**	0,93**	ns	ns		
pH	-0,49**	-0,42*	0,70**	0,43**	ns	-0,60**	-0,71**	ns	
CTC/COT	-0,61**	-0,75**	-0,51**	-0,34*	-0,34*	ns	ns	-0,37*	ns

⁽¹⁾ MO: matéria orgânica. ⁽²⁾ COT: carbono orgânico total. ⁽³⁾ CSA: carbono solúvel em água. ⁽⁴⁾ C-FAF: carbono fração ácido fúlvico. ⁽⁵⁾ C-FAH: carbono fração ácido húmico. ⁽⁶⁾ CTC: capacidade de troca de cátions. *, **: significativo a p < 0,05 e 0,01, respectivamente. ns: não-significativo.

Quadro 5. Teores de ácidos orgânicos de baixa massa molar nos resíduos estudados

Material orgânico	Oxálico	Cítrico	Málico	Fumárico	Butírico	Maleico	Lático	Fórmico
	mg kg ⁻¹							
Esterco suíno	-(¹)	-	-	-	-	3,3 ± 0,3	-	-
Esterco bovino	-	-	-	-	3.195 ± 63	-	-	-
Esterco de galinha	52,5 ± 2,6	591 ± 52	451 ± 13	-	47.594 ± 665	14,0 ± 0,1	977 ± 67	318 ± 13
Esterco de codorna	182 ± 4,4	158 ± 2,9	634 ± 12	-	30.191 ± 205	-	907 ± 29	-
Composto	-	-	-	-	-	18,8 ± 0,7	-	-
Material húmico	1.509 ± 25	-	-	-	-	-	-	-
Substrato org.	-	7,8 ± 0,7	-	-	-	-	-	-
Lodo de esgoto 1	63 ± 2,8	476 ± 31	-	2,7 ± 0,2	800 ± 64	-	98 ± 3,8	340 ± 24

⁽¹⁾ Valor não detectado; ±: desvio-padrão.

ácidos compõem o C solúvel em água. O esterco de suíno, o composto, o material húmico e o substrato orgânico apresentaram baixa diversidade e baixa concentração de AOBMM (Figura 2), à exceção dos teores elevados de ácido oxálico verificados no material húmico. À medida que os materiais se tornam mais humificados, há tendência de diminuição da concentração e diversidade desses ácidos. No lodo de esgoto 2 e no esterco de bovino, não foi possível identificar AOBMM, provavelmente devido ao baixo teor destes presentes nesses resíduos.

Estudos de Chefets et al. (1998) e Wershaw et al. (1996) mostram que a composição de frações da matéria orgânica dissolvida (MOD), que inclui os

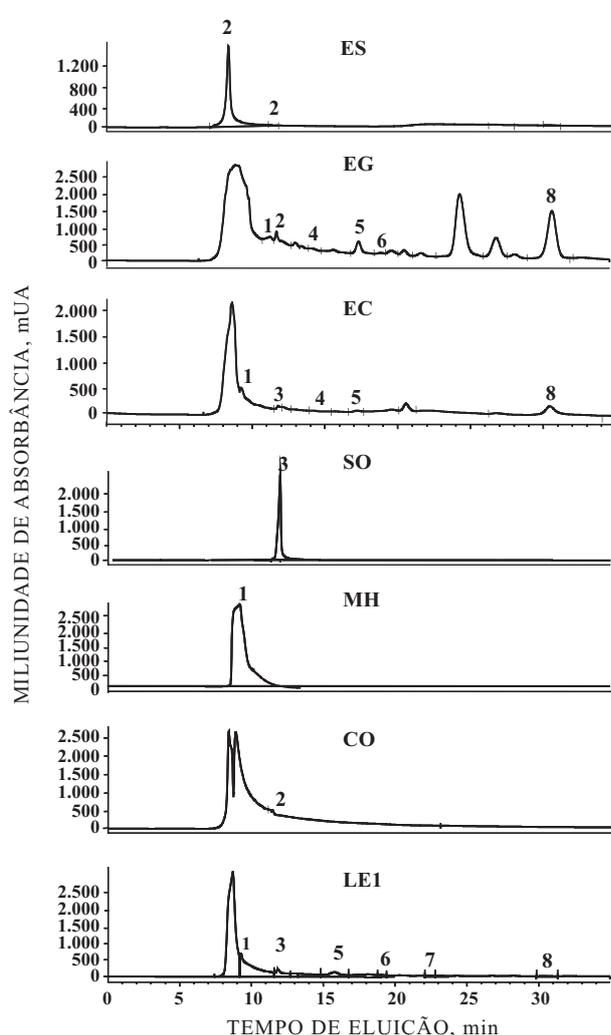


Figura 2. Cromatogramas de ácidos orgânicos de baixa massa molar (AOBMM) identificados em amostras de resíduos orgânicos de origens diversas. ES: esterco de suíno, EG: esterco de galinha, EC: esterco de codorna, SO: substrato orgânico, MH: material húmico, CO: composto orgânico, LE1: lodo de esgoto 1. Ácidos orgânicos: (1) oxálico; (2) maleico; (3) cítrico; (4) málico; (5) láctico; (6) fórmico; (7) fumárico; (8) butírico.

AOBMM, de diversos tipos de compostos, é diferente e a compostagem prolongada muda a composição dessas frações significativamente. Segundo esses autores, a MOD em água nos estádios finais de compostagem contém poucas moléculas biodisponíveis e mais macromoléculas relacionadas às substâncias húmicas, o que sinaliza consumo desses ácidos à medida que avança a compostagem, havendo, simultaneamente, síntese de moléculas húmicas.

CONCLUSÕES

1. Quanto maior o teor de C-fração ácido húmico, mais elevada é a capacidade de adsorver cátions dos resíduos orgânicos.

2. Ao se considerar o índice de humificação (IH), a razão de humificação (RH) e a CTC, e seus respectivos valores críticos (19 %, 28 % e 67 cmol_c kg⁻¹) para separar materiais decompostos daqueles ainda suscetíveis à decomposição, os estercos de suíno, bovino, galinha e de codorna, a amostra de composto e o lodo de esgoto 1 podem ser classificados como resíduos ainda não completamente humificados.

3. O teor de C lábil não é característica adequada para prever a biodisponibilidade e a suscetibilidade à decomposição dos resíduos orgânicos avaliados.

4. Os estercos de galinha e de codorna foram os materiais mais ricos em ácidos orgânicos, notadamente ácido butírico.

AGRADECIMENTO

Ao apoio financeiro da Fundação do Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Processo CAG 1776/06).

LITERATURA CITADA

- ABREU JUNIOR, C.H.; BOARETTO, A.E.; MURAOKA, T. & KIEHL, J.C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: Propriedades químicas do solo e produção vegetal. In: TORRADO, P.V.; ALLEONI, L.R.F.; COOPER, M.; SILVA, A.P. & CARDOSO, E.J., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v.4. p.391-470.
- AITA, C.; BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; GONÇALVES, C.N. & DA ROS, C.O.C. Plantas de cobertura de solo como fontes de nitrogênio ao milho. R. Bras. Ci. Solo, 25:157-1165, 2001.
- BENITES, V.M.; MÁDARI, B. & MACHADO, P.L.O.A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: Um procedimento simplificado e de baixo custo. Rio de Janeiro, Embrapa, 2003. 7p. (Comunicado Técnico, 16)

- BERNAL, M.P.; PAREDES, C.; MONEDERO, M.A. & CEGARRA, J. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Biores. Technol.*, 63:91-99, 1998a.
- BERNAL, M.P.; NAVARRO, A.F.; SANCHEZ-MONEDERO, M.A.; ROIG, A. & CEGARRA, J. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 30:305-313, 1998b.
- BREMNER, J.M. & KEENEY, D.R. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. *Anal. Chim. Acta*, 32:482-485, 1966.
- CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R. & VIEIRA, F.C.B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. *Pesq. Agropec. Bras.*, 38:729-735, 2003.
- CHEFETZ, B.; HATCHER, P.G.; HADAR, Y. & CHEN, Y. Characterization of dissolved organic matter extracted from composted municipal solid waste. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62:326-332, 1998.
- HSU, J.H. & LO, S.L. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure. *Environ. Poll.*, 104:189-196, 1999.
- HUE, N.V. & LIU, J. Predicting compost stability. *Compost Sci. Utiliz.*, 3:8-15, 1995.
- IGLESIAS-JIMENEZ, E. & PEREZ-GARCIA, V. Determination of maturity indices for city refuse. *composts. Agric. Ecosys. Environ.*, 38:331-343, 1992.
- JOURAIPHY, A.; AMIR, S.; EL GHAROUS, M.; REVEL, J. & HAFIDI, M. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste. *Inter. Biodet. Biodeg.*, 56:101-108, 2005.
- MAIA, C.E. & CANTARUTTI, R.B. Disponibilidade de nitrogênio pela oxidação do carbono lábil com permanganato de potássio. *R. Bras. Eng. Agric. Amb.*, 7:489-493, 2003.
- MENDONÇA, E.S. & MATOS, E.S. *Matéria orgânica do solo; métodos de análises*. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2005. 107p.
- MORAL, R.; MORENO-CASELLES, J.; PERREZ-MURCIA, M.D.; PEREZ-ESPINOSA, A.; RUFETE, B. & PAREDES, C. Characterization of the organic matter pool in manures. *Biores. Technol.*, 96:153-158, 2005.
- OLIVEIRA, F.C. Disposição de "resíduo orgânico" e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2000. 247p. (Tese de Doutorado)
- PASCUAL, J.A.; AYUSO, M.; GARCIA, C. & HERNÁNDEZ, T. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. *Waste Manag. Res.*, 15:103-112, 1997.
- RIBEIRO JÚNIOR, J.I. *Análises estatísticas no SAEG*. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2001. 301p.
- ROCHA, G.N.; GONÇALVES, J.L.M. & MOURA, I.M. Mudanças da fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:623-639, 2004.
- RODELLA, A.A. & ALCARDE, J.C. Avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes. *Sci. Agric.*, 51:556-562, 1994.
- ROIG, A.; LAX, A.; CEGARRA, J.; COSTA, F. & HERNANDEZ, M.T. Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Sci.*, 146:311-316, 1988.
- SANCHEZ-MONEDERO, M.A.; ROIG, A.; CEGARRA, J. & BERNAL, M.P. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Biores. Technol.*, 78:301-308, 2001.
- SANCHEZ-MONEDERO, M.A.; ROIG, A.; CEGARRA, J. & BERNAL, M.P. Relationships between water soluble carbohydrate and phenol fractions and the humification indices of different organic wastes during composting. *Biores. Technol.*, 70:193-201, 1999.
- SHARMA, V.K.; CANDITELLI, M.; FORTUNA, F. & CORNACCHIA, G. Processing of urban and agro-industrial residues by aerobic composting: Review. *Energy Conser. Manag.*, 38:453-478, 1997.
- SHRIVER, D.F. & ATKINS, P.W. *Química inorgânica*. 3.ed. Porto Alegre, Bookman, 2003. 816p.
- SIMONETE, M.A. Alterações nas propriedades químicas de um Argissolo adubado com lodo de esgoto e desenvolvimento e acúmulo de nutrientes em plantas de milho. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2001. 89p. (Tese de Doutorado)
- TOMATI, U.; MADEJON, E. & GALLI, E. Evaluation of humic acid molecular weight as an index of compost stability. *Compost Sci. Utiliz.*, 8:108-115, 2000.
- UNSAI, T. & OK, S.S. Description of characteristics of humic substances from different waste materials. *Biores. Technol.*, 78:239-242, 2001.
- WERSHAW, R.L.; LLAGUNO, E.C. & LEENHEER, J.A. Mechanism of formation of humus coatings on mineral surfaces. 3. Composition of adsorbed organic acids from compost leachate on alumina by ¹³C NMR. *Colloids Surf A*, 108:213-223, 1996.
- WILLIAMS, S., ed. *Official Methods of Analysis of the Association of Official Analytical Chemists*. Arlington, 1984. 1141p.
- WU, L. & MA, Q.C. Relationship between compost stability and extractable organic carbon. *J. Environ. Qual.*, 31:1323-1328, 2002.
- YEOMANS, J.C. & BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil Sci. Plant. Anal.*, 19:1467-1476, 1988.
- ZMORA-NAHUM, S.; MARKOVITCH, O.; TARCHITZKY, J. & CHEN, Y. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biol. Biochem.*, 37:2109-2116, 2005.