ISSN 1984-252X

Atividade microbiana e decomposição de diferentes resíduos orgânicos em um solo sob condições de campo e estresse hídrico simulado[1]

Microbial activity and decomposition of different organic residues in soil under field conditions and water stress simulated

Wininton Mendes da Silva[2], Cassiano Cremon[2], Nilbe Carla Mapeli[2], Marcelo Ferri[2], Wellington de Azambuja Magalhães[2]

[1] Laboratório de Solos da Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), Cáceres, MT.

[2] Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), Departamento de Agronomia, Av. São João, s/n, Cavalhada - Cáceres, MT, CEP 78200-000. E-mail: winintonmendes@gmail.com.

Recebido: 06/02/2010 Aceito: 28/04/2010

Resumo. *Este trabalho teve por objetivo avaliar a atividade microbiana e a dinâmica de decomposição de estercos em solo de cerrado sob condições de estresse hídrico simulado e regime hídrico natural e a campo. Em laboratório o solo de pastagem degradada foi colocado em vasos de polietileno (altura 0,2 m), fechados hermeticamente com sacos plásticos. Os tratamentos constituíram de esterco bovino (0,25 kg), aves (0,1 kg), bovino + aves (0,175 kg) e uma testemunha e a campo os mesmos tratamentos foram utilizados com dosagens equivalentes por metro quadrado e incorporados a 0,2 m. O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizados com seis repetições. Avaliou-se a emissão de CO_2 pelo método titulométrico, utilizando 20 ml de NaOH (0,5 M) nos vasos em laboratório e a NaOH (2 M) no interior de campânulas a campo, quantificando o CO_2 emitido aos 1, 3, 6, 10 e 25 dias em laboratório e aos 8, 10, 13, 17 e 32 dias a campo. Sob estresse hídrico simulado a adição dos tratamentos teve efeito positivo sobre a atividade microbiana. Sob regime hídrico natural a atividade microbiana atinge seu máximo logo após as primeiras chuvas da estação úmida com o tratamento esterco aves sobressaindo sobre as demais fontes.*

Palavras-chave*: emissão de CO_2, pastagem, relação C/N.*

Abstract*. This study evaluated the microbial activity and dynamics of manure decomposition in cerrado soil under simulated water stress conditions and natural water regime in the field. In laboratory the soil of degraded pasture was placed in polyethylene pots (0.2 m profile), sealed with plastic bags. The treatments was constituted of bovine manure (0.25 kg), poultry (0.1 kg), bovine + poultry (0.175 kg) and a control and in the field same treatments were used with equivalent dosages per square meter and incorporated into 0.2 m. The experimental design was randomized with six replications. We evaluated the emission of CO_2 by titration method using 20 ml of NaOH (0.5 M) in the pots in laboratory and NaOH (2 M) inside of campanula in field, quantifying the CO_2 emitted to the 1, 3,*

6, 10 and 25 days in the laboratory and at 8, 10, 13, 17 and 32 days in the field. Under simulate water stress the addition of the treatments had a positive effect on microbial activity. Under natural hydrological regime the microbial activity reaches its peak soon after the first rains of the wet season with the EA treatment towering over other sources.

Key-words: *CO_2 emission, pasture, C/N ratio.*

Introdução

O CO_2 é produzido na superfície do solo, principalmente pela participação de microrganismos na decomposição aeróbia da matéria orgânica, e pela respiração de raízes, a qual é denominada de respiração do solo. Entretanto, os solos tropicais que apresentam umidade e temperaturas elevadas, oferecem condições bastante propícias para a produção de CO_2, pois favorecem a decomposição da matéria orgânica, a respiração das raízes e a respiração microbiana, aumentando a emissão de CO_2 do solo para atmosfera (DIAS, 2006). As menores taxas anuais de respiração do solo são encontradas nos ecossistemas de clima temperado e árido, e as maiores taxas ocorrem nos ecossistemas tropicais, onde a temperatura e umidade disponíveis são maiores (RAICH & SHLESINGER, 1992).

Além da produção de CO_2, faz parte desse processo de emissão o transporte do gás do interior do solo até a superfície, sendo governado pela equação de difusão. Esses processos são influenciados, em primeira ordem, pela temperatura e umidade do solo (BEVEN & KIRKBY, 1979; WESTERN et al., 1999; KANG et al., 2000), propriedades cuja variação é dependente do tipo de preparo do solo.

A taxa de evolução do CO_2 pelo solo é determinada principalmente pela temperatura ambiente, umidade, C disponível para a atividade dos microorganismos e relação C/N da matéria orgânica e dos resíduos incorporados (BUYANOVSKY et al., 1986). Nos trópicos, as variações de temperatura são relativamente pequenas, portanto, este fator não explica a grande variação do efluxo de CO_2. No entanto, como a umidade apresenta maior variação, tem sido mostrada como um dos mais importantes fatores para definir o ritmo da atividade biológica e, portanto, determinante no efluxo de CO_2 (LA ESCALA et al., 2000). Segundo Bekku et al. (2003), a produção de CO_2 dentro do solo é basicamente um processo bioquímico e responde fortemente às variações de temperatura do solo, sendo que isto pode mudar com a idade da matéria orgânica do solo e também com a disponibilidade de água para as reações bioquímicas relevantes.

A emissão de CO_2 logo após o preparo do solo tem sido investigada em locais e condições climáticas diferenciadas (REICOSKY & LINDSTROM, 1993; FORTIN et al., 1996; REICOSKY et al., 1997; ROCHETTE & ANGERS, 1999; PRIOR et al., 2000; LA SCALA et al., 2001; ALVAREZ et al., 2001), e os resultados demonstram que quantidades significativas de C por hectare são emitidos para a atmosfera, sob forma de CO_2, logo após o preparo do solo. Portanto, entender a influencia da umidade do solo na atividade microbiana em

solos da região do cerrado pode auxiliar na elaboração cautelosa de experimentos científicos na região como também auxiliar na interpretação dos resultados.

Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar a atividade microbiana, pela taxa de emissão de CO_2 do solo, e a dinâmica de decomposição de diferentes estercos em um solo de cerrado sob condições de estresse hídrico simulado e sobre regime hídrico natural a campo.

Material e Métodos

O experimento foi conduzido no laboratório de Solos da Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), campus de Cáceres e na fazenda Chácara Rancho Verde localizada no município de Cáceres, MT. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é predominantemente tropical – Awi, com dois períodos bem definidos, que são o das chuvas, que vai de Novembro a Março, com maior índice nos meses de Dezembro e Janeiro, e o da seca, que vai de Abril a Outubro. A precipitação pluviométrica média anual é de 1.348,3mm, a temperatura média anual é de 25,2°C. O solo utilizado tanto para o experimento em laboratório como a campo foi classificado como Latossolo Vermelho Amarelo Distroférrico, Franco arenoso (EMBRAPA, 1999), sob bioma de cerrado nativo de transição cerrado-pantanal e em pastagem degradada de *Brachiaria decumbens* com mais de 10 anos sem manejo. O solo foi coletado na camada 0-0,2 m, sendo o material peneirado (peneirada malha 2,00 mm), seco ao ar para a obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA), e estocado em temperatura ambiente. As análises químicas e físicas do solo, determinadas de acordo com os métodos propostos pela Embrapa (1997), apresentaram as seguintes características: pH em água = 5,6; H+Al = 1,8 $cmol_c\ dm^{-3}$; Ca = 1,8 $cmol_c\ dm^{-3}$; Mg = 0,4 $cmol_c\ dm^{-3}$; K = 0,09 $cmol_c\ dm^{-3}$; P = 8,6 mg dm^{-3}; MOS = 10 g dm^{-3}; Areia = 840 g kg^{-1}; Silte = 80 g kg^{-1}; Argila = 80 g kg^{-1}.

Na Figura 1, são apresentados os valores máximos de precipitação em 24 horas e a temperatura média mensal de 10/2007, durante a condução do experimento a campo. O regime pluviométrico do período seguiu o modelo da região definido pelas normais de pluviosidade controladas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet). Houve uma precipitação total de 134,5 mm durante os dias de avaliação da emissão de CO_2, e a temperatura média ambiente variou entre 24 e 30°C.

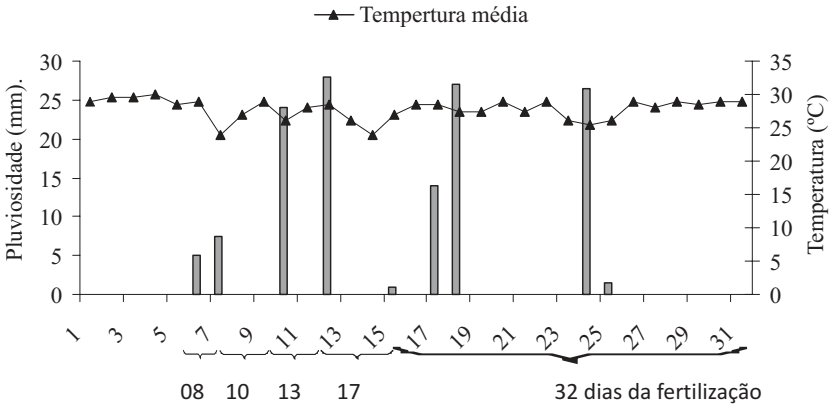


Figura 1. Pluviosidade e temperatura média diária durante a condução do experimento a campo, para o mês de Outubro na região de Cáceres, no ano 2007.

No laboratório, o solo foi colocado em recipientes de polietileno (volume 10 L), construindo um perfil de 20 cm de altura. Foram adicionados ao solo três adubos orgânicos, também peneirados e secos ao ar, incorporados nas seguintes quantidades: esterco bovino (EB) (0,25 kg), esterco de aves (EA) – de criação tradicional de galinha caipira (0,05 kg), bovino + aves (EM) (0,15 kg) e uma testemunha (T) (solo local sem a adição de nenhum tipo de resíduo). O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado com seis repetições.

As quantidades de adubos orgânicos utilizadas equivalem a uma adubação de 50, 10 e 30 ton/ha das respectivas fontes, baseada em quantidades comumente utilizadas para adubação de plantio em horticultura na região (RIBEIRO et al., 1999). Os adubos orgânicos foram misturados ao solo de forma homogenia no perfil e mantidos em condição de estresse hídrico (EH) em laboratório, com a umidade do solo em 0,23 g g^{-1}. Em cada avaliação os vasos de polietileno eram vedados hermeticamente com sacos plásticos a fim de reter todo o CO_2 emitido do solo durante as etapas de avaliação. Os adubos orgânicos foram analisados quanto aos valores de C e N em suas composições, o esterco bovino apresentou (14,62 g kg^{-1} de C e 2,02 g kg^{-1} N) e para o esterco de aves (5,92 g kg^{-1} C e 0,63 g kg^{-1} N).

Para a condução a campo foi utilizada a mesma dosagem equivalente dos estercos por metro quadrado, dispostos sob delineamento em blocos casualizados com seis repetições, em parcelas de 1 m x 1 m. O solo foi revolvido até a profundidade de 0,2 m, com o intuito de potencializar a decomposição dos resíduos. A implantação do experimento a campo coincidiu com o período da primeira chuva e início do período chuvoso da região sudoeste de Mato Grosso, assim, o experimento em laboratório sob condições de estresse hídrico simulado teve o

intuito de caracterizar a dinâmica de decomposição dos tratamentos, buscando demonstrar a importância da umidade para a atividade microbiana do solo.

O efeito provocado pela adição dos materiais foi avaliado quantificando o CO_2 desprendido do solo na respiração microbiana. Em laboratório, os potes com solo foram incubados em temperatura ambiente e em ausência de luz, sendo colocados no interior dos mesmos uma haste para sustentação de um recipiente com 20 ml de NaOH (0,5 M), mantendo-o suspenso a 2 cm do solo. No campo, 20 ml de NaOH (2M) foi colocado suspensos por tripés metálicos, no interior de campânulas com área de abrangência de 0,051 m^2, introduzidas no solo até uma profundidade de 2 cm. Como o CO_2 evolui da superfície do solo, ele é retido nas campânulas até ficar difuso e ser absorvido pelo NaOH (álcali) em beckers dispostos sobre tripés metálicos, elevados a 0,02 m do solo. Depois de montadas, as campânulas foram protegidas por coberturas de poliestireno expandido (isopor®), para evitar a incidência direta de raios solares e diminuir a elevação de temperatura no interior das campânulas. Após o período de exposição, as campânulas foram retiradas, os frascos tampados e hermeticamente vedados, posteriormente foram acondicionados em caixas térmicas e então, levados ao laboratório para análise.

A emissão de CO_2 foi avaliada ao 1, 3, 6, 10 e 15 dias após o início da incubação em laboratório e a campo aos 8, 10, 13, 17 e 32 dias da incorporação dos estercos. As escalas temporais determinadas para avaliação tiveram o objetivo de caracterizar a dinâmica de decomposição dos tratamentos e determinar o período de estabilização desta decomposição (quando a emissão de CO_2 retorna próximo ao ponto inicial ou comum de respiração do sistema), buscando ainda adequar, escalas de tempo que proporcionassem melhor operacionalidade de condução dos experimentos e disponibilidade de tempo para obtenção dos resultados.

A quantificação da massa de CO_2 desprendido do solo (mg CO_2 kg^{-1} de solo) foi obtida ao titular o álcali não-reativo, ou seja, mols de Na que não reagiu com CO_2, com uma solução de HCl (0,5M). A massa de CO_2 emitida foi calculada utilizando a equação descrita por Alef (1995):

EM = (VB - VA) * HCl X Eq CO_2, em que:

EM= emissão de CO_2 (mg kg^{-1} de solo)
VB= volume do ácido clorídrico gasto na titulação do branco (frascos brancos controle); VA= volume do ácido clorídrico gasto na titulação da amostra;
HCl= normalidade do ácido clorídrico= 0,5 N;
EqCO_2= equivalente a grama de CO_2= 22;

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as comparações entre as médias, feitas pelo teste de Tukey com ($p<0,05$). A distribuição normal e homogeneidade de variâncias dos dados foram verificadas usando teste de Kolmogorov–Smirnov e Lilliefors, respectivamente.

Resultados e Discussão

As médias de emissão de CO_2 acumuladas aos 25 dias sob regime de estresse hídrico simulado (EHs) e aos 32 dias sob regime de chuva natural a campo (CNa) e, a dinâmica de entrada e saída de C do sistema solo-atmosfera apresentada pelos tratamentos nos dois experimentos, são mostrados na Tabela 1. Submetido à condição de EHs, a atividade microbiana nos tratamentos foi inferior em relação ao regime à campo na transição do período seco e chuvoso, conforme observado pela média da emissão acumulada de CO_2 entre os sistemas, que é um indicativo da atividade microbiana do solo durante o processo de degradação do C. Sob EHs foi igual a 9,4, 6,8, 6,0 e 5,9 % da massa total de CO_2 emitido a campo para o tratamento EB, EM, EA e testemunha. Tal informação é de significativa importância para agricultores da localidade estudada, mostrando que durante o período seco do ano, sem irrigação, a atividade microbiana é reduzida e a nutrição das culturas via aporte de materiais orgânicos é comprometida, logo a irrigação neste período é de essencial importância no manejo de produção das culturas. A discrepância na emissão de CO_2 entre o experimento sob regime de estresse hídrico simulado e sob condições chuvosas a campo deve-se provavelmente ao aumento da temperatura e umidade do solo a campo, onde na região estudada, o período de verão, época de condução do experimento a campo, é marcado por altas temperatura e pluviosidade. A influência da temperatura e umidade na atividade microbiana de solos no cerrado, também foi observada por outros autores (MEIR et al., 1996; PINTO et al., 2002).

Tabela 1. Médias da emissão de CO_2 acumulado e a dinâmica de entrada e saída de C do sistema solo-atmosfera, apresentados pelos tratamentos sob regime de estresse hídrico simulado e a campo em período chuvoso, avaliado aos 25 e 32 dias após a aplicação tratamentos, respectivamente.

Tratamentos	C entrada[1]	Média de CO_2 acumulado[2]		C saída[3]		C entrada - C saída	
	kg ha^{-1}	g m^{-2}		kg ha^{-1}		kg ha^{-1}	
		EHs	Campo	EHs	Campo	EHs	Campo
Esterco aves	118,4	2,6 b	43,6 a	7,0	118,8	111,4	- 0,4
Misto	424,7	2,5 b	36,6 b	6,9	99,9	417,8	324,8
Esterco bovino	731,0	3,0 a	32,0 b	8,1	87,3	722,8	643,6
Testemunha	0	1,7 c	28,9 c	4,7	78,8	-4,7	-78,8

[1] C entrada= C aportado via estercos. [3] C saída= C perdido via emissão de CO_2.
[2] Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5%.

Submetido ao regime de EHs, ao final de 25 dias de avaliação, a emissão de CO_2 acumulada do tratamento EB foi maior dentre os tratamentos fertilizados, diferindo estatisticamente, segundo teste de Tukey ($p<0,05$). Esta tendência está possivelmente relacionada com a menor relação C/N do esterco bovino, quando comparado as demais fontes, e a sua estrutura, que proporciona maior superfície de contato com o solo que potencializou a ação microbiana de degradação em condições de baixo conteúdo de água disponível no solo. Petersen et al. (1998), também observaram influência da estrutura dos estercos na magnitude e direção da atividade de biodegradação dos microorganismos.

O tratamento EA e EM não apresentaram diferença significativa pelo teste de Tukey ($p<0,05$) para a quantidade de CO_2 emitido acumulado, diferindo apenas da testemunha (Tabela 1). Entretanto, a campo, sob regime de chuva natural e temperatura, a emissão de CO_2 do tratamento EA foi significativamente maior da apresentada pelo tratamento EB e EM, evidenciando que as maiores temperaturas e umidade do solo apresentada a campo, intensificaram o processo de degradação microbiana com conseqüente aumento da emissão de CO_2, o que mostra a importância destas variáveis para a atividade microbiana do solo e na alteração sazonal do efluxo de CO_2 do solo na região estudada, onde, sob condições de estresse hídrico simulado, que caracteriza a condição de umidade do solo durante o período de inverno seco da região em estudo, a emissão de CO_2 do solo é reduzida, e aumenta em virtude do incremento de umidade do solo já nas primeiras chuvas da estação úmida. Estes resultados corroboram com os encontrados por Pinto et al. (2002), que avaliando a sazonalidade dos fluxos de CO_2 em cerrado sentido restrito e cerrado denso no Distrito Federal, encontraram aumentos no fluxo durante o período chuvoso e reduções no período seco. Varella et al. (2004) também encontraram fluxos baixos de CO_2 em solos de cerrado, no período seco.

No balanço de entrada e saída de C nos regimes hídricos estudados (Tabela 1), um total de 96,9% do C aportado pelo tratamento EA foi mantido no solo, quando sob regime de EHs, porém em condições de CNa, todo o C aportado por este tratamento, mais 0,003% do C existente no solo, foi consumido pela população, deixando este balanço negativo. Mesmo o tratamento EA apresentando maior relação C/N (9,39), em comparação ao tratamento EB (relação C/N de 7,24) e EM (relação C/N de 8,31), sob condições de maiores conteúdos de água disponível no solo e maior temperatura ambiente, este tratamento promoveu maior atividade microbiana que os demais, possivelmente por apresentar em sua composição maior conteúdo de compostos de C lábil, em função da dieta das aves que é composta basicamente de farinha de soja e milho, e portanto, mais pobre em fibras e compostos de carbono recalcitrantes, como ocorre nos materiais fornecidos à alimentação bovina (tratamento EB), baseada em fibras e lignina, que influencia na qualidade do esterco produzido (MELO et al., 2008). Segundo Saviozzi et al. (1997) a proporção entre as frações mais lábeis

e mais recalcitrantes diferem dos adubos que apresentam maior concentração em fração solúvel e menor em material fibroso. As diferenças na composição bioquímica dos materiais podem alterar a estrutura da comunidade da biomassa microbiana e afetar a sua eficiência no uso do C, resultando em diferenças na mineralização do C de diferentes fontes orgânicas.

A decomposição lenta dos tratamentos EB e EM em condições de CNa, também pode ter sido direcionada pelo conteúdo de C lábil na composição química dos materiais, uma vez que, o tratamento EM apresentava uma fração de EB e EA, e mostrou uma emissão de CO_2 acumulado intermediária aos mesmos.

O balanço de C em entrada e saída apresentado pela testemunha foi 94,03% maior em condições CNa em relação à condição de EHs, caracterizando a importância da água e da temperatura ambiente para atividade microbiana de degradação do carbono no solo.

A figura 2 mostra a dinâmica da emissão de CO_2 dos tratamentos no tempo para o regime de estresse hídrico simulado.

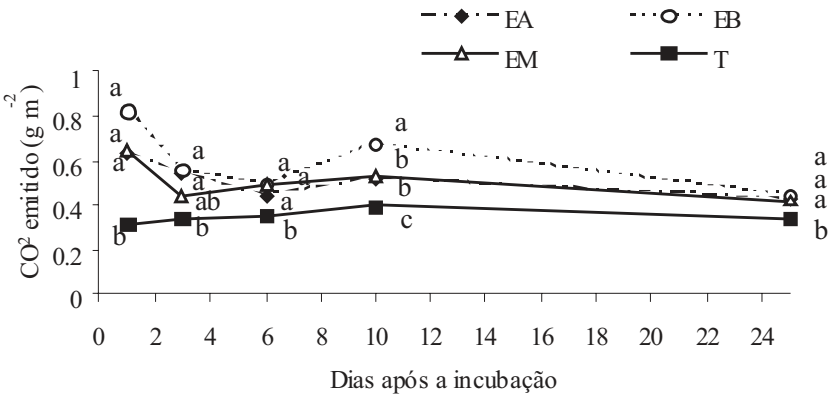


Figura 2. Dinâmica de emissão de CO_2 dos tratamentos no tempo, submetidos ao regime de estresse hídrico simulado, Cáceres-MT. * Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5%.

A aplicação dos estercos de animais nos tratamentos fertilizados influenciou positivamente a atividade microbiana do solo - avaliado pela emissão de CO_2, no primeiro dia após a incubação, com maior emissão de CO_2 observada em todo o período de avaliação. Isso se deve, possivelmente, ao C prontamente disponível dessa fonte e, à maior umidade dos materiais orgânicos em relação ao solo não fertilizado. A emissão de CO_2 observado em EHs é muito inferior à encontrada no período chuvoso a campo e a provável contribuição destas fon-

tes de adubo para a emissão de CO_2 em períodos secos do ano é baixa, sendo limitada pela falta de água. Aos 3 dias após a incubação apenas os tratamentos EB e EA foram diferente da testemunha, porém não houve diferença entre os tratamentos fertilizados.

A emissão de CO_2 aos seis dias da incubação não diferenciaram estatisticamente entre si para os tratamentos fertilizados, entretanto, aos 10 dias o tratamento EB intensificou a atividade microbiana, emitindo mais CO_2 que os demais tratamentos, sob regime de EHs (Figura 2). Possivelmente isso ocorreu em detrimento à menor relação C/N deste material, e à possíveis melhorias na higroscopicidade do solo pela incorporação deste material orgânico, retendo mais umidade do ambiente e potencializando a atividade microbiana de degradação. Maior capacidade higroscópica de solos com maiores teores de matéria orgânica foi observada por Grohmann & Camargo (1973). Robinson (1960) encontrou altos valores para umidade higroscópica em solos turfosos (solos com altos valores de matéria orgânica).

Aos 25 dias após da incubação não houve diferença entre os tratamentos fertilizados, pelo teste Tukey ($p>0,05$), mais estes foram diferentes da testemunha, mostrando que a aplicação dos materiais orgânicos teve influência positiva na atividade microbiana do solo (Figura 2).

O tratamento T apresentou uma dinâmica de emissão de CO_2 bastante estável no tempo, com variação média de 0,31 a 0,39 g m^{-2} de CO_2 emitido, indicando que mesmo sob condições de estresse hídrico, a incorporação de materiais orgânicos ao solo tem efeito positivo sobre a atividade microbiana e que os microorganismos do solo são eficientes em aproveitar a umidade existente no solo.

A dinâmica de emissão de CO_2 dos tratamentos nas condições de campo, sob regime CNa (estação chuvosa da região), mostrados na figura 3, apontam que as fontes de estercos intensificaram a atividade microbiana, induzindo a altos fluxos de CO_2 do solo, atingindo o máximo da atividade de biodegradação em curtos períodos após o preparo do solo, enquanto que sob condições de EHs, a atividade microbiana é intensiva, logo após a incorporação dos materiais orgânicos, diminuindo e mantendo mais ou menos constante no tempo. Este resultado é conseqüência possivelmente, do aproveitamento da umidade inicial presente nos estercos e no solo pelos microorganismos, ocorrendo posteriormente uma possível adaptação da população microbiana do solo para manutenção de suas funções vitais nas condições de pouca água disponível.

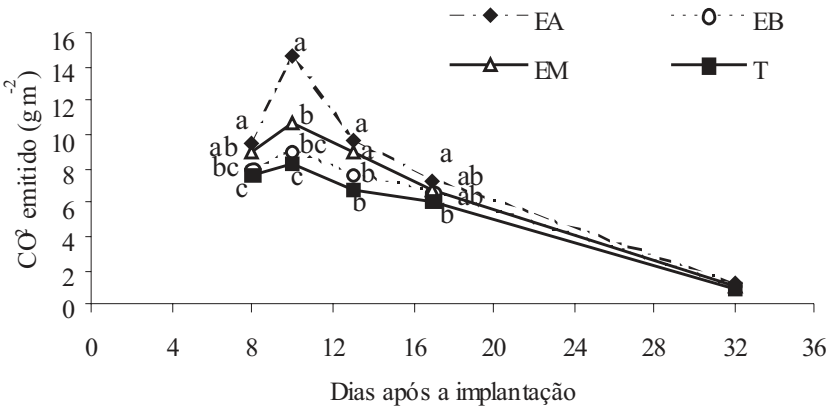


Figura 3. Dinâmica de emissão de CO_2 dos tratamentos no tempo, submetidos ao regime hídrico de chuva natural a campo, Cáceres-MT. * Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5%.

Aos 8 dias após a implantação do experimento a campo a atividade microbiana dos tratamentos fertilizados foram em média 93% mais intensa que a apresentada em condições de EHs, o que parece ser resultado do efeito da primeira chuva da estação úmida (5 mm de precipitação), que ocorreu um dia antes da primeira avaliação da emissão de CO_2 (06/10), como mostrado na Figura 1. O efeito da primeira chuva da estação úmida associado às maiores temperaturas a campo (típico do Verão), quando comparado à temperatura de condução do experimento em laboratório, intensificou a atividade microbiana com maior emissão de CO_2 neste período.

A máxima atividade microbiana dos tratamentos foi observada aos 10 dias da aplicação, após a 1° e 2° chuva da estação úmida, onde o aumento da umidade do solo parece ter estimulado a atividade microbiana, tendência que pode ser evidenciada pela dinâmica de emissão de CO_2 dos tratamentos entre o 8° e 10° dia, como comentado anteriormente. O tratamento EA mostrou maior atividade de degradação microbiana neste período, sendo significativamente maior que os demais tratamentos, confirmando assim a elevada disponibilidade de compostos prontamente decomponível de C neste material, onde o aumento da umidade do solo, possivelmente ativou a população microbiana, havendo primeiramente a degradação das formas lábeis de C dos tratamentos, entre o 8° e 10° dia, diminuindo a atividade microbiana à medida que estas formas mais disponíveis se esgotavam, obrigando a população microbiana a degradar as fontes de C mais recalcitrante (BERTORA et al., 2008). Esta tendência explica a dinâmica da atividade microbiana a partir do 10° dia da implantação dos tratamentos, até atingir a estabilização aos 32 dias, onde as fontes de C aportadas pelos tratamentos foram quase totalmente consumidas pelos microorganismos.

Observa-se que mesmo após a ocorrência de chuvas mais intensas após o 10° dia de avaliação, não se observou aumento da atividade microbiana, o que pode estar relacionado à baixa relação C/N das fontes de adubos utilizadas, que induziu a degradação intensiva pelos microorganismos e a máxima emissão de CO_2 nos primeiros 10 dias após a incorporação ao solo, restando pouco C disponível para a população microbiana nos períodos de maior disponibilidade de chuva. Pajari (1995), afirma que a atividade dos microrganismos no solo, durante a decomposição, é regulada principalmente pela composição química do material a ser decomposto, pela temperatura e umidade do solo. Contudo, seria interessante a realização de novos estudos com intuito de testar novas fontes de adubos orgânicos de maior relação C/N que pudesse manter mais carbono no solo e potencializar a atividade microbiana no tempo nas condições edafoclimáticas estudadas, buscando melhorar, diretamente ou indiretamente, a nutrição das culturas no campo.

A importância da qualidade do material fornecido para a mineralização das fontes de C no solo é também descrita por outros autores (AITA, 1996; MONTEIRO & GAMA-RODRIGUES, 2004; SOUTO et al., 2005), o que nos permite inferir que além da umidade e temperatura ambiente, provavelmente a composição química das fontes estudadas influenciou na magnitude de decomposição da atividade microbiana no tempo, nos dois experimentos testados.

Conclusão

A atividade microbiana foi influenciada pela qualidade do material orgânico aportado, pela umidade do solo e pela temperatura ambiente.

Sob estresse hídrico a adição das fontes de estercos teve efeito sobre a atividade microbiana.

Sob regime hídrico natural a campo a atividade microbiana atinge seu máximo logo após as primeiras chuvas da estação úmida, e o esterco de aves promove maior atividade microbiana no tempo em relação às demais fontes testadas.

A emissão de CO_2 das fontes de estercos estudadas é intensa na estação úmida de verão e é bastante reduzida quando sob estresse hídrico simulado.

Agradecimentos

Agradecemos a Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), pelo apoio técnico e logístico e a Fazenda Rancho Verde pela disponibilidade do espaço para montagem do experimento.

Referências

AITA, C. **Couplage des cycles du carbone et de l'azote dans lês sols cultivés:** Étude, au champ, des processus de décomposition après apport de matière organique fraîche. 1996. 209p. Dissertação (Doutorado em Sciences de la Terre) - Université Paris 6, Paris, 1996.

ALEF, K. Soil respiration. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, D. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. 1 ed. London: ACADEMIC, 1995. p 214-216.

ALVAREZ, R.; ALVAREZ, C. R.; LORENZO, G. Carbon dioxide fluxes following tillage from a Mollisol in the argentine rolling Pampa. **European Journal of Soil Biology**, v. 37, n. 3, p. 161-166, 2001.

BEKKU, Y.; NAKATSUBO T.; KUME, A.; ADACHI, M.; KOIZUME, H. Effect of warming on the temperature depended of soil respiration rate in artic, temperature and tropical soils. **Applied soil ecology**, v. 22, p. 205-210, 2003.

BERTORA, C.; ALLUVIONE F.; ZAVATTARO L.; VAN GROENIGEN, J. W.; VELTHOF, G.; GRIGNANI, C. Pig slurry treatment modifies slurry composition, N_2O, and CO_2 emissions after soil incorporation. **Soil biology & biochemistry**, v. 40, p. 1999-2006, 2008.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based variable contributing area model of basin hydrology. **hydrological sciences bulletin**, v. 24, n. 1, p. 43-69, 1979.

BUYANOVSKY, G. A.; WAGNER, G. H.; GANTZER, C. J. Soil respiration in a winter wheat ecosystem. **Soil Science Socyety of American Journal**, v. 50, p. 338-344, 1986.

DIAS, J. D. **Fluxo de CO_2 proveniente da respiração do solo em áreas de floresta nativa da Amazônia**. 2006. 88p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos**. Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. Rio de Janeiro: CNPS, 1997. 212p.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 1. ed. Brasília: EMBRAPA, 1999. 412p.

FORTIN, M. C.; ROCHETTE, P.; PATTEY, E. Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, n. 5, p. 1541-1547, 1996.

GROHMANN, F.; CAMARGO, O.A. Influência dos óxidos de ferro livres e da matéria orgânica na adsorção da água pelo solo. **Bragantia**, v. 32, n. 10, p. 203-222, 1973.

KANG, S.; KIM, S.; OH, S.; LEE, D. Predicting spatial and temporal patterns of soil temperature based on topography, surface cover, and air temperature**. Forest Ecology and Management**, v. 136, n. 3, p. 173-184, 2000.

LA ESCALA Jr., N.; MARQUES JR.; PEREIRA, J. T; CORA, J. E. Short-term temporal changes in the spatial variability model of CO_2 emissions from Brazilian bare soil. **Soil biology & biochemistry**, v. 32, p. 1459-1462, 2000.

LA SCALA Jr., N.; LOPES, A.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T. Carbon dioxide emissions after application of tillage systems for a dark red Latossol in southern Brazil. **Soil Tillage Research**, v. 62, n. 4, p. 163-166, 2001.

MEIR, P.; GRACE, J.; MIRANDA, A.; LLOYD, J. Soil respiration in a rainforest Amazônia and in cerrado in central of Brazil. In: GASH, J. H. C.; NOBRE, C.A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. **Amazonian deforestation and climate**. 1. ed. Chichester: Jonn Wiley & Sons, 1996. p. 319-329.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 101-110, 2008.

MONTEIRO, M. T.; GAMA-RODRIGUES, E. F. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 819-826, 2004.

PAJARI, B. Soil respiration in a poor upland site of scots pine stand subjected to elevated temperatures and atmospheric carbon concentration. **Plant Soil**, v. 168/169, p. 563-570, 1995.

PANOSSO, A. R.; CAMARA, F. T.; LOPES, A.; PEREIRA, G. T.; LA SCALA JR., N. Emissão de CO_2 em um Latossolo após preparo convencional e reduzido em períodos seco e chuvoso. **Científica**, v. 34, n. 2, p. 257-262, 2006.

PETERSEN, S. O.; LIND, A. M.; SOMMER, S. G. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. **Journal of Agriculture Science**, v. 130, p. 69-79, 1998.

PINTO A. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KISSELLE, K.; BURKE, R.; ZEEP, R.; VARELLA, R. F.; MOLINA, M. Soil emissions of N_2O, NO, and CO_2 in Brazilian Savannas: effects of vegetation type, seasonality, and prescribe fires. **Journal of Geophysical Research**, v. 107, p. 8089-8096, 2002.

PRIOR, S. A.; REICOSKY, D. C.; REEVES, D. W.; RUNION, G. B.; RAPER, R. L. **Soil Tillage Research**, v. 54, n. 4, p. 197-199, 2000.

RAICH, J. W.; SCHLESINGER, W. H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. **Tellus**, v. 44, n. 2, p. 81-99, 1992.

REICOSKY, D. C.; DUGAS, W. A.; TORBERT, H. A. Tillage-induced soil carbon dioxide loss from different cropping systems. **Soil Tillage Research**, v. 41, n. 1-2, p. 105-118, 1997.

REICOSKY, D. C.; LINDSTROM, M. J. The effect of fall tillage method on short-term carbon dioxide flux from soil. **Agronomy Journal**, v. 85, p. 1237-1243, 1993.

RIBEIRO, C. A.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa: CFSEMG, 1999. 91p.

ROBINSON, G. W. **Los suelos**. Barcelona: Ediciones Omega, 1960. 515p.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A. Soil surface carbon dioxide fluxes induced by spring, summer and fall moldboard plowing in a sandy loam. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, n. 4, p. 621-628, 1999.

SAVIOZZI, A.; LEVI-MINZI, R.; RIFFALDI, R.; VANNI, G. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. **Biology and Fertilizer Soils**, v. 25, p. 401-406, 1997.

SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SANTOS, R. V.; ARAÚJO, G. T.; SOUTO, L. S. Decomposição de estercos dispostos em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 125-130, 2005.

VARELLA, R. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PINTO, A. S.; KISSELLE, K. W.; SANTOS, R. V.; BURKE, R. A.; ZEPP, R. G.; VIANA, L. T. Soil fluxes of CO_2, CO, NO and N_2O an old pasture and from native Savanna in Brazil. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 221-231, 2004.

WESTERN A. W.; GRAYSON, R. B.; BLÖSCHL, G.; WILLGOOSE, G. R.; MCMAHON T. A. Observed spatial organization of soil moisture and its relation to terrain indices. **Water Resources Research**, v. 35, n. 3, p. 797-810, 1999.