

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**DINÂMICA DO CARBONO DURANTE A
DECOMPOSIÇÃO DE PALHA DE TRIGO MARCADA
COM ¹³C E DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Laura Patrícia da Luz

Santa Maria, RS, Brasil

2007

**DINÂMICA DO CARBONO DURANTE A DECOMPOSIÇÃO
DE PALHA DE TRIGO MARCADA COM ^{13}C E DEJETOS
LÍQUIDOS DE SUÍNOS**

por

Laura Patrícia da Luz

Dissertação de Mestrado apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciência do Solo.**

Orientador: Prof. Dr. Celso Aita

Santa Maria, RS, Brasil

2007

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**DINÂMICA DO CARBONO DURANTE A DECOMPOSIÇÃO DE
PALHA DE TRIGO MARCADA COM ^{13}C E DEJETOS LÍQUIDOS DE
SUÍNOS**

elaborada por
Laura Patrícia da Luz

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

COMISSÃO EXAMINADORA:

Celso Aita, Dr.
(Presidente/Orientador)

Ben-Hur Costa de Campos, Dr. (UNICRUZ)

Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)

Santa Maria, 11 de maio de 2007

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida.

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela oportunidade de aprimorar meus conhecimentos.

À CAPES pela concessão da bolsa durante todo o curso.

Aos Professores Celso Aita e Sandro Giacomini pela orientação e apoio.

À Dra Sylvie Recous, do INRA/Laon, França, pelo fornecimento da palha de trigo enriquecida com ^{13}C e pela valiosa colaboração, mesmo à distância, em todas as etapas do trabalho.

Aos colegas do Laboratório de Microbiologia do Solo: Stefen e André. E àqueles que participaram no desenvolvimento deste trabalho: Gabriel, Juliano, Giliardi, Orli, Andréia, Glaura, Rafael, Cassiano e Douglas.

Às amigas e colegas, Lílian Castilho dos Santos e Regina Helena Osmari Cargnin, pelo convívio.

Às meninas, Carol e Rosana, pela amizade verdadeira, pelas palavras de apoio e momentos de alegria.

Aos meus pais, Nestor e Odila, pelos ensinamentos.

Aos meus irmãos Neto, Ana Paula e Tonho, e meu sobrinho Pedro, pelo carinho.

Ao Julio, pela compreensão, paciência, carinho e incentivo nos momentos mais difíceis.

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

DINÂMICA DO CARBONO DURANTE A DECOMPOSIÇÃO DE PALHA DE TRIGO MARCADA COM ^{13}C E DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS

AUTOR: LAURA PATRÍCIA DA LUZ

ORIENTADOR: CELSO AITA

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 11 de maio de 2007

Em áreas de plantio direto, os dejetos de suínos são aplicados sobre os resíduos culturais, tanto de plantas de cobertura de solo como das culturas comerciais. Existem poucas informações de pesquisa envolvendo a dinâmica do carbono no solo com esta modalidade de aplicação dos dejetos. Uma melhor compreensão da dinâmica do carbono durante a decomposição de dejetos de suínos e resíduos culturais é fundamental, tanto do ponto de vista ambiental quanto da manutenção e melhoria da capacidade produtiva do solo. Este trabalho foi conduzido, em condições de laboratório, com o objetivo de avaliar a dinâmica do carbono durante a decomposição de palha de trigo enriquecida com ^{13}C e dejetos líquidos de suínos, utilizados isoladamente ou misturados, com e sem incorporação ao solo. Num Argissolo Vermelho distrófico arênico e utilizando o delineamento experimental inteiramente casualizado, com quatro repetições, foram avaliados os seguintes tratamentos: T1- Solo; T2- Solo + palha em superfície; T3- Solo + palha incorporada; T4- Solo + dejetos em superfície; T5- Solo + dejetos incorporados; T6- Solo + dejetos incorporados + palha em superfície; T7- Solo + dejetos incorporados + palha incorporada; T8- Solo + palha em superfície + dejetos em superfície. A umidade do solo foi ajustada para 100% da capacidade de campo e a incubação foi conduzida durante 95 dias a uma temperatura de 25°C. Foram avaliados, continuamente, a liberação de C-CO₂ e o seu excesso isotópico em ^{13}C e, periodicamente, as quantidades remanescentes de matéria seca e de C da palha e de C no solo, com seus respectivos excessos isotópicos em ^{13}C . A mineralização aparente do C dos dejetos não aumentou pela sua incorporação ao solo, a qual favoreceu apenas a mineralização do C da palha. Nos tratamentos com palha de trigo, com e sem dejetos, a mineralização aparente do C da palha (C-CO₂) aos 95 dias foi, em média, de 58,4%, enquanto a mineralização real (^{13}C -CO₂) foi de 45,8%, evidenciando a ocorrência de efeito “priming” positivo. Apesar da elevada relação C/N (65,2) da palha de trigo, a sua mineralização aumentou apenas quando ela foi mantida na superfície do solo e os dejetos suínos foram aplicados sobre a mesma. Nessa condição, em que o contato da palha com o solo é deficiente, a presença do N mineral dos dejetos favoreceu a população microbiana heterotrófica, responsável pela decomposição da palha. Com o maior contato da palha com o solo, pela sua incorporação, os microrganismos atenderam sua demanda em N para a biossíntese a partir da mineralização da palha e da matéria orgânica do solo, independentemente do N aplicado com os dejetos. Ao final do experimento, o balanço de ^{13}C (^{13}C -palha + ^{13}C -solo + ^{13}C -CO₂), indicou que, na média de todos os tratamentos, aproximadamente 24% do ^{13}C aplicado com a palha não foram recuperados, provavelmente pela captura incompleta do ^{13}C -CO₂ liberado e pela dificuldade em recuperar completamente a palha nos tratamentos em que ela foi incorporada ao solo.

Palavras-chaves: mineralização aparente do C; mineralização real do C; emissão de C-CO₂

ABSTRACT

Master Dissertation
Graduate Program in Soil Science
Federal University of Santa Maria

CARBON DYNAMICS DURING DECOMPOSITION OF ¹³C-LABELLED WHEAT STRAW AND PIG SLURRY

AUTHOR: LAURA PATRÍCIA DA LUZ

ADVISER: CELSO AITA

Santa Maria, may 11, 2007

In no-tillage areas, the pig slurry is applied on the cultural residues, as much as cover or commercial crops. A few research information exists involving the soil carbon dynamics with this modality of pig slurry application. A better understanding of soil carbon dynamics during the decomposition of pig slurry and cultural residues is necessary, as much of the environmental point of view as of the maintenance and improvement of soil quality. This work was carried out in laboratory conditions, with the objective of evaluating the dynamics of the carbon during the decomposition of ¹³C-labelled wheat straw and pig slurry, used separately or mixed, with and without soil incorporation. In a Hapludalf soil and using an entirely randomized design were evaluated the following treatments, with four replications: T1 - Soil; T2 - Soil + straw in surface; T3 - Soil + incorporated straw; T4 - Soil + pig slurry in surface; T5 - Soil + pig slurry incorporated; T6 - Soil + pig slurry incorporated + straw in surface; T7 - Soil + pig slurry incorporated + incorporated straw; T8 - Soil + straw in surface + pig slurry in surface. The soil humidity was adjusted for 100% of the field capacity and the incubation was carried out for 95 days with temperature kept in 25°C. The C-CO₂ evolution and its isotopic ¹³C excess were evaluated continually and, periodically, the amounts of remaining C straw and C soil, with their respective ¹³C isotopic excess. The apparent C mineralization of pig slurry didn't increased with its soil incorporation, which just favored the straw C mineralization. In the treatments with wheat straw, with and without pig slurry, the apparent C mineralization (C-CO₂) of straw in 95 days was, on average, of 58,4%, while the real C straw mineralization (¹³C-CO₂) was of 45,8%, evidencing the occurrence of positive "priming effect." Despite of the high C/N (65,2) of wheat straw, its C mineralization just increased when was maintained in soil surface and the pig slurry were applied on the straw. In this condition, where the contact of straw with the soil is deficient, the presence of N mineral of pig slurry favored the heterotrophic microbial population, responsible for straw decomposition. With the higher contact of the straw with the soil, for its incorporation, the microorganisms supplied their N needs for biosynthesis from straw and soil organic matter mineralization, independently of N from pig slurry application. At the end of the experiment, the balance of ¹³C (¹³C-straw + ¹³C-soil + ¹³C-CO₂), indicated that, in the average of all treatments, about 24% of the applied ¹³C with the straw were not recovered, probably for the incomplete capture of the ¹³C-CO₂ liberated and for the difficulty in recovering the straw completely, in the treatments in that it was incorporated to the soil.

Key words: apparent C mineralization; real C mineralization; C-CO₂ emission

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Composição física e química dos dejetos líquidos e da palha de trigo e quantidades adicionadas de matéria seca (MS), carbono (C), e nitrogênio (N) com os materiais orgânicos	18
--	----

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Fluxos do C e do N durante a fase inicial de decomposição dos resíduos culturais e da matéria orgânica do solo (MOS) por microrganismos heterotróficos. Linhas pontilhadas: fluxos de C, linhas contínuas: fluxos de N. Adaptado de MARY et al. (1996). ...	7
FIGURA 2 – Vista de cada tratamento avaliado durante a incubação.	19
FIGURA 3 – Dispositivo utilizado para avaliar a evolução de CO ₂	22
FIGURA 4 – Mineralização acumulada do C do solo (S), solo + dejetos (S+D) e solo + palha (S + P) com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. As barras verticais em cada amostragem indicam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey a 5%.	27
FIGURA 5 – Velocidade de mineralização aparente do C da palha de trigo (P) e dos dejetos de suínos (DS) utilizados isoladamente (a) ou em conjunto (b), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo.....	29
FIGURA 6 – Mineralização aparente cumulativa do C da palha (P) e dos dejetos (D) utilizados isoladamente (a) e quando a palha foi utilizada isoladamente ou junto com os dejetos (b), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. As barras verticais em cada amostragem indicam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey a 5%.	34
FIGURA 7 – Fotos dos tratamentos S + P Sup e S + P Inc após 9 dias do início da incubação.	38
FIGURA 8 - Mineralização real da palha de trigo nos tratamentos em que a palha foi utilizada isoladamente ou em conjunto com os dejetos (D), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. As barras verticais em cada amostragem indicam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey a 5%.....	40
FIGURA 9 – Mineralização aparente (C-CO ₂) e real (¹³ C-CO ₂) do C da palha de trigo nos tratamentos com uso exclusivo de palha (a), com a incorporação dos dejetos ao solo antes de distribuir a palha na superfície do solo (b), com a incorporação conjunta de dejetos e palha (c)	

e com palha e dejetos na superfície do solo (d). Em cada figura, a diferença entre a mineralização aparente e real está indicada como “priming”.	43
FIGURA 10 – Matéria seca remanescente nos tratamentos em que a palha (P) foi utilizada isoladamente e em conjunto com os dejetos (D), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. Nas datas em que houve diferença significativa (Tukey a 5%) entre os tratamentos, ela está representada pelas barras verticais.	45
FIGURA 11 - ¹³ C remanescente na palha (a), no solo (b) e no solo + palha (c) nos tratamentos em que a palha (P) foi utilizada isoladamente e em conjunto com os dejetos (D), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. Nas datas em que houve diferença significativa (Tukey a 5%) entre os tratamentos, ela está representada pelas barras verticais.	46
FIGURA 12 – Recuperação do ¹³ C adicionado ao solo com palha de trigo nos tratamentos em que a palha (P) foi utilizada isoladamente e em conjunto com os dejetos (D), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo.	49

LISTA DE ANEXOS

ANEXO 1 – Excesso isotópico em ^{13}C do C-CO ₂	59
ANEXO 2 – Excesso isotópico em ^{13}C no solo durante a incubação.....	60
ANEXO 3 – Excesso isotópico ^{13}C na palha durante a incubação.....	61

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1 Uso de dejetos líquidos de suínos na agricultura	3
2.2 Decomposição de materiais orgânicos no solo	6
2.3 Fatores inerentes aos materiais orgânicos que afetam a decomposição	7
2.4 Efeito do N sobre a decomposição	9
2.5 Efeito da localização da palha no solo sobre a sua decomposição	11
2.6 Avaliação da decomposição de resíduos orgânicos	13
3 MATERIAL E MÉTODOS	16
3.1 Solo	17
3.2 Características da palha e dos dejetos líquidos de suínos	17
3.3 Tratamentos e condições experimentais	18
3.4 Incubação	19
3.5 Avaliações	20
3.5.1 Mineralização do C	20
3.5.2 Carbono remanescente na palha e no solo	22
3.6 Estimativa dos processos de biotransformação do carbono	23
3.6.1 Mineralização aparente do C (método da diferença)	23
3.6.2 Mineralização real do C (método isotópico ^{13}C)	24
3.6.3 ^{13}C remanescente na palha e no solo	24
3.6.4 Balanço do ^{13}C	25
3.7 Análise estatística	25
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
4.1 Liberação de C-CO ₂ nos tratamentos	26
4.2 Mineralização aparente do C dos dejetos e da palha	28
4.2.1 Velocidade de mineralização aparente do C dos dejetos e da palha	28
4.2.2 Mineralização aparente cumulativa do C dos dejetos e da palha	32
4.2.3 Mineralização real cumulativa do C da palha de trigo	39
4.3 Quantidades remanescentes de matéria seca e de ^{13}C na palha de trigo e no solo	44
4.4 Balanço de ^{13}C	48
5 CONCLUSÕES	51
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52
7 ANEXOS	59

1 INTRODUÇÃO

A preocupação cada vez maior, tanto pela sociedade brasileira como pelos órgãos governamentais, com a poluição ambiental provocada pelos dejetos de animais tem aumentado significativamente a construção de estruturas para o armazenamento dos dejetos visando o seu uso como fertilizante. A pesquisa tem demonstrado que, dos diversos tipos de resíduos orgânicos gerados nas propriedades rurais, os dejetos de suínos destacam-se pelo seu potencial poluidor e também pelo elevado valor fertilizante (SCHERER et al., 1996).

O poder poluidor dos dejetos de suínos decorre, principalmente, do fato da maior parte dos criatórios adotarem o sistema de confinamento total dos animais em todas as fases do ciclo produtivo. Isso gera grandes volumes de dejetos em pequenas áreas, já que o manejo dos mesmos é feito preferencialmente na forma líquida, com o uso excessivo de água. Tanto nos locais de armazenamento, quanto durante e após a sua aplicação no campo, a poluição provocada pelos dejetos está ligada à emissão de maus odores, à presença de microrganismos patogênicos e à emissão de gases poluidores da atmosfera, como amônia (NH_3), dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O). A perda de elementos, tanto por lixiviação como por escoamento superficial, com destaque para o N na forma de nitrato (NO_3) e para o fósforo (P) também pode resultar em poluição das águas superficiais e também do lençol freático. Quanto ao valor fertilizante dos dejetos, ele está ligado à dieta dos animais que é rica em proteínas e minerais e aquela fração dos nutrientes que não aproveitada pelos animais, é excretada nas fezes e urina.

Com a grande expansão do plantio direto nos últimos anos na Região Sul do Brasil, é cada vez mais comum a aplicação dos dejetos de suínos nas culturas de verão, especialmente milho e feijão, diretamente sobre os resíduos culturais de espécies de inverno, como trigo e aveia. Por ser uma modalidade de aplicação dos dejetos relativamente recente, pouco se conhece ainda sobre os efeitos da mesma na dinâmica de nutrientes do solo e na decomposição, tanto dos resíduos culturais como dos próprios dejetos. A maior parte das informações geradas pela pesquisa brasileira se refere ao uso dos dejetos no preparo convencional, com incorporação ao solo dos dejetos e dos resíduos culturais, via aração e gradagens.

Classicamente, é admitido que a aplicação de N mineral sobre resíduos orgânicos com elevada relação C/N, como aqueles de cereais, aumenta a velocidade de decomposição dos

mesmos no solo. Isto porque a assimilação de C pelos microrganismos decompositores é acompanhada pela assimilação simultânea de N. Este aspecto foi avaliado por Saviozzi et al. (1997) em um experimento em laboratório em que dejetos de suínos, ricos em N mineral, foram uniformemente misturados à palha de trigo ($C/N = 79,6$) e por Chantigny et al. (2001), em um experimento a campo, quando palha de cevada (relação $C/N = 47,3$) foi incorporada ao solo juntamente com dejetos de suínos (69,6 % do N total na forma de amoniacal). Os autores destes dois trabalhos observaram que os dejetos de suínos estimularam a decomposição da palha já que a emissão total de $C-CO_2$ do tratamento contendo a mistura de dejetos e palha superou em, respectivamente, 23% e 26% a soma das quantidades de $C-CO_2$ emitidas pelos tratamentos com o uso isolado de dejetos e de palha. Esse sinergismo foi atribuído ao estímulo proporcionado pelo N amoniacal aplicado com os dejetos de suínos à população microbiana responsável pela mineralização do C da palha.

Convém destacar que, tanto no trabalho de Saviozzi et al. (1997) como naquele de Chantigny et al. (2001), é impossível afirmar se o aumento na emissão de $C-CO_2$ se deveu ao favorecimento da decomposição da palha pelos dejetos ou vive-versa. Uma maneira de avaliar precisamente o efeito dos dejetos sobre a decomposição de resíduos culturais consiste na adição ao solo de resíduos vegetais cujo carbono tenha sido enriquecido, seja com o isótopo radioativo ^{14}C ou com o isótopo natural ^{13}C . Através de técnicas isotópicas, é possível separar o $C-CO_2$ proveniente do solo do $C-CO_2$ proveniente dos resíduos culturais, calculando a mineralização real do C da palha. No Brasil, trabalhos de pesquisa envolvendo isótopos de C, sobretudo o isótopo ^{13}C , são ainda raros.

Um dos poucos estudos conduzidos até o momento no Brasil para avaliar o efeito dos dejetos sobre a taxa de decomposição da palha de aveia foi realizado em Santa Maria, RS, por Aita et al. (2006). Nesse trabalho, que foi conduzido em plantio direto, a aplicação de 40 e 80 $m^3 ha^{-1}$ de dejetos de suínos não afetou a decomposição da palha de aveia. Essa ausência de sinergismo entre dejetos e palha foi atribuída pelo autor ao fato de as chuvas ocorridas logo após a aplicação dos dejetos terem carregado o N mineral dos dejetos para além da zona de decomposição ativa dos compostos carbonados da palha de aveia. Além disso, a não incorporação dos materiais orgânicos ao solo pode ter desfavorecido o acesso dos microrganismos ao C da palha. Todavia, Giacomini (2005), ao incorporar uniformemente palha de aveia e dejetos de suínos ao solo em condições de laboratório e, portanto, em condições ótimas de contato entre dejetos e palha, também não encontrou aumento na taxa de decomposição da palha em função da aplicação dos dejetos. Neste caso, o autor atribuiu o resultado à baixa relação C/N da palha, que era de 46,5. Tais resultados contraditórios

indicam que diversos fatores podem estar influenciando a decomposição da palha e dos dejetos quando aplicados conjuntamente, evidenciando a necessidade de intensificar os estudos nessa área.

A necessidade de melhor compreender a dinâmica do carbono durante a decomposição de dejetos e resíduos culturais está ligada tanto à questão ambiental quanto à manutenção e melhoria da capacidade produtiva do solo. Isto em função de que o principal produto da decomposição em condições aeróbicas é o C-CO₂, cuja contribuição ao aquecimento global pelo efeito estufa já é conhecida. Além disso, se os dejetos favorecerem a decomposição da palha, mais rapidamente o solo ficará descoberto e, portanto, mais susceptível aos efeitos erosivos da chuva. Da velocidade de decomposição dos materiais orgânicos também depende a sua transformação em húmus, cuja importância se reflete em inúmeras propriedades do solo, as quais afetam a sua qualidade.

Este trabalho foi conduzido em condições de laboratório com o objetivo de avaliar a dinâmica do carbono durante a decomposição de palha de trigo marcada com ¹³C, com ou sem a aplicação de dejetos líquidos de suínos, com a manutenção dos materiais orgânicos na superfície ou incorporados ao solo.

Duas hipóteses fundamentam o trabalho: (a) a localização, no solo, da palha de trigo e dos dejetos líquidos de suínos, ricos em nitrogênio amoniacal, afeta a mineralização do carbono da palha; e (b) a incorporação da palha promove melhor contato da mesma com o solo favorecendo a colonização microbiana e a mineralização do carbono da palha.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Uso de dejetos líquidos de suínos na agricultura

A suinocultura constitui uma das principais atividades econômicas de diversas regiões agrícolas do Sul do Brasil e está ligada, principalmente, às pequenas propriedades rurais. O rebanho suíno brasileiro tem a sua maior representação numérica, econômica e tecnológica nesta região, a qual detém 34% do rebanho nacional, conforme dados da ACSURS (2006).

Dentre as características da suinocultura está a manutenção dos animais em pequenas áreas, em regime de total confinamento durante todas as fases do ciclo produtivo, fato que tem como consequência a produção de grandes volumes de dejetos, os quais são constituídos basicamente por fezes, urina e restos de ração e água e são manejados principalmente na forma líquida. O armazenamento dos dejetos é feito em esterqueiras ou em lagoas anaeróbicas a fim de reduzir o seu poder poluidor, antes dos mesmos serem aplicados ao solo. O tempo mínimo de estocagem recomendado é de 120 dias (DARTORA et al., 1998).

O uso de dejetos de animais como fertilizante permite a ciclagem de nutrientes e de matéria orgânica, com reflexos positivos na produção agrícola. Resultados disponíveis na literatura indicam tratar-se de um resíduo rico em nutrientes, principalmente em nitrogênio, cuja utilização tem se mostrado promissora, especialmente na cultura do milho como demonstram, por exemplo, diversos trabalhos conduzidos nos últimos anos na Universidade Federal de Santa Maria (ALMEIDA, 2000; FRANCHI, 2001; PORT, 2003; GIACOMINI, 2005). Porém, o manejo inadequado dos dejetos de suínos pode trazer riscos de poluição das águas superficiais e subterrâneas por nitratos, fósforo e outros elementos minerais ou orgânicos e, do ar, pelas emissões de NH_3 , CO_2 , CH_4 , N_2O e H_2S (OLIVEIRA, 2001), além do acúmulo de metais pesados no solo.

Os dejetos líquidos de suínos se caracterizam pelo baixo teor de matéria seca (MS) e pelo teor elevado de N amoniacal (40 a 70% do N total) (SCHERER et al., 1996). A disponibilidade de N no solo será influenciada pelo destino dessa fração amoniacal e também pelas transformações microbianas do N orgânico dos dejetos (MORVAN, 1999).

O efeito dos dejetos de suínos manejados na forma líquida sobre a produtividade das culturas de verão, como milho e feijão, está relativamente bem documentado no Brasil, tanto no preparo convencional com incorporação dos dejetos ao solo (SCHERER et al., 1998) como no plantio direto (ALMEIDA, 2000; FRANCHI, 2001; BASSO, 2003). Já, a aplicação de dejetos em culturas de inverno é menos freqüente, embora Port (2003) e Marques (2005) relatem resultados positivos desta prática na cultura da aveia.

Na maioria dos trabalhos envolvendo o uso desse resíduo orgânico no milho, tem sido observado um aumento significativo no acúmulo de N pela cultura. Almeida (2000), por exemplo, trabalhando na região da Depressão Central do Rio Grande do Sul, utilizou doses de 0, 20, 40 e 80 m^3ha^{-1} de dejetos no milho em plantio direto e verificou que, na maior dose de dejetos, o milho acumulou 66,7 kg ha^{-1} (156%) mais N do que no tratamento sem dejetos. Scherer et al. (1998) combinaram diversas doses de dejetos líquidos de suínos (0, 20, 40 e 80 m^3ha^{-1}) e doses de N na forma de uréia (0, 40, 80 e 120 kg ha^{-1}) na cultura do milho em dois

solos do Oeste Catarinense. Os melhores resultados, tanto do ponto de vista técnico como econômico, foram obtidos com a aplicação de 40 m^3 de dejetos ha^{-1} . O incremento médio no rendimento de grãos, em relação ao tratamento testemunha (sem dejetos e sem N) foi de $1,3 \text{ mg ha}^{-1}$ na cultura do milho. Trabalhando em um Latossolo de Minas Gerais, Konzen et al. (1997) aplicaram doses de dejetos de suínos variando entre 45 e $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e encontraram aumentos na produtividade de grãos de milho entre 48 e 119%, respectivamente, em relação à testemunha sem fertilizante. Os mesmos autores combinaram doses de dejetos de suínos e nitrogênio mineral, não encontrando resposta do N mineral na produtividade de grãos de milho, a partir da dose de 45 m^3 de dejetos ha^{-1} . Esse conjunto de resultados evidencia o elevado potencial dos dejetos de suínos como fonte de N às gramíneas.

A dinâmica do N no solo e a produtividade de plantas de cobertura e de milho com o uso de dejetos líquidos de suínos em plantio direto foram avaliadas por Port (2002). Quatro doses de dejetos foram utilizadas (0, 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e a produtividade de grãos de milho aumentou significativamente, em relação à testemunha sem dejetos, sendo que o aumento foi proporcional às doses aplicadas. Marques (2005) avaliou a produção de matéria seca (MS) e o acúmulo de nitrogênio pela aveia preta em plantio direto com a aplicação de doses de dejetos de suínos, manejados na forma líquida e em cama sobreposta. A cama sobreposta de suínos apresentou menor potencial de fornecimento de N à aveia, comparado com os dejetos líquidos de suínos. O acúmulo de matéria seca pela parte aérea da aveia preta não diferiu com a adubação mineral ou orgânica. Apenas 22,5% do N amoniacal aplicado com os dejetos foi recuperado pela cultura da aveia, sendo que, no florescimento pleno da aveia, 52,6% do N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos foi encontrado no sistema solo-planta.

O uso de dejetos de suínos na agricultura em preparo convencional do solo, com incorporação dos dejetos por aração e gradagens, e em plantio direto, em que os dejetos são aplicados sobre os resíduos culturais de plantas de cobertura de solo ou da vegetação espontânea, devem ter implicações diferentes sobre a dinâmica do C e do N no solo, com reflexos tanto no potencial fertilizante como no seu potencial poluente. Estudos recentes evidenciam que a decomposição de materiais orgânicos no solo, especialmente daqueles pobres em nitrogênio como palhas de cereais, está intimamente relacionada à disponibilidade de nitrogênio no solo (RECOUS et al., 1995). Essa estreita conexão existente entre os ciclos do carbono e do nitrogênio indica que a velocidade de decomposição da palha de cereais é controlada pela disponibilidade de nitrogênio.

2.2 Decomposição de materiais orgânicos no solo

O processo de decomposição dos materiais orgânicos inicia-se pela sua fragmentação através da ação da macro e meso fauna, seguido pela despolimerização das moléculas complexas através da ação de enzimas extracelulares da microflora resultando na produção de monômeros ou dímeros (açúcares, dissacarídeos, ácidos aminados, dipeptídeos, etc). Parte desses compostos, após passarem pela membrana celular, servirá à síntese microbiana (assimilação) e parte será mineralizada para a produção de energia, resultando na liberação de CO₂ (SYLVIA et al., 1998).

A adição de resíduos orgânicos ao solo estimula o crescimento e a atividade da população microbiana em função da presença de energia e carbono. Em consequência disso, a demanda de nutrientes pelos microrganismos decompositores é aumentada. A taxa de liberação de CO₂ do solo aumenta rapidamente e os nutrientes minerais, como NH₄⁺ e NO₃⁻, são absorvidos, tornando-se imobilizados na biomassa. Porém, a medida da evolução do C-CO₂ não pode ser considerada equivalente à decomposição, pois somente uma fração do C decomposto é mineralizado, enquanto outra fração é assimilada pela biomassa microbiana. A proporção entre C mineralizado e C assimilado depende do rendimento de assimilação do C pelos microrganismos, o qual pode variar para o mesmo microrganismo, em função das condições em que ocorre a decomposição e também em função da composição da população de decompositores. Fungos, por exemplo, são mais eficientes em assimilar o C do que bactérias (HOLLAND & COLEMAN, 1987), sendo que um aumento na população dos mesmos pode resultar em menor quantidade de C-CO₂ emitido para uma mesma quantidade de C decomposto.

Durante a decomposição de materiais orgânicos, os ciclos do C e do N no solo ocorrem em estreita relação, uma vez que a assimilação de C pelos microrganismos deverá ser acompanhada pela assimilação simultânea de N, como ilustra a figura 1, adaptada de Mary et al. (1996). A atividade desses microrganismos é acompanhada pela produção de metabólitos, os quais poderão ser reciclados pela própria população microbiana e ressintetizados em polissacarídeos da parede celular. Além disso, os metabólitos poderão ser incorporados na matéria orgânica não celular resultando na formação de substâncias húmicas (VORONEY et al., 1989).

2.3 Fatores inerentes aos materiais orgânicos que afetam a decomposição

Diversos trabalhos evidenciam que a relação C/N dos resíduos orgânicos presentes no solo é um dos principais fatores controladores da velocidade do processo de decomposição (HEAL et al., 1997). Dependendo da relação C/N do material adicionado, pode ocorrer o esgotamento do N, como no caso de relação C/N alta (> 30) ou a liberação do elemento mineralizado se o resíduo tiver relação baixa (< 20) (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002). Porém, alguns estudos demonstraram que a relação C/N, como fator isolado, não permite caracterizar adequadamente a biodegradabilidade dos resíduos vegetais (TRINSOUTROT et al., 2000a).

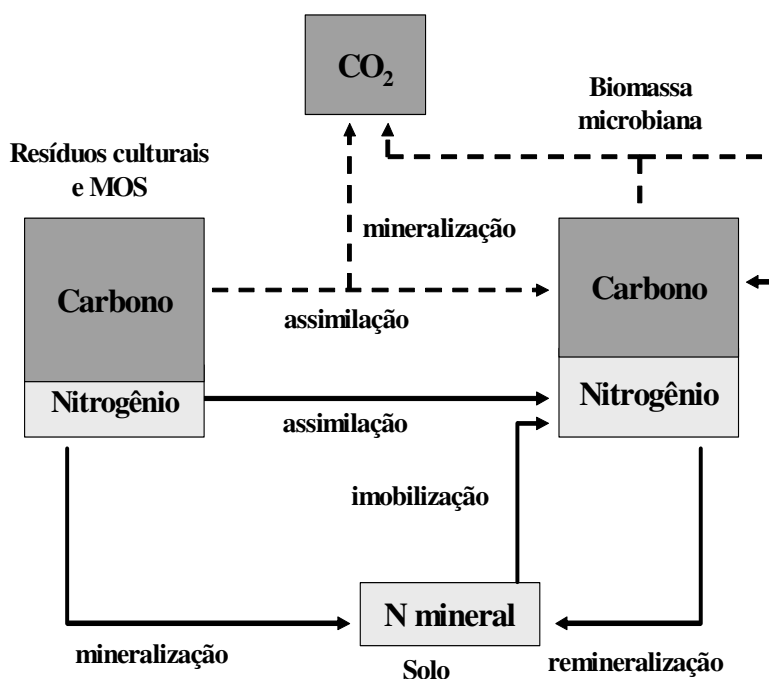


Figura 1 – Fluxos do C e do N durante a fase inicial de decomposição dos resíduos culturais e da matéria orgânica do solo (MOS) por microrganismos heterotróficos. Linhas pontilhadas: fluxos de C, linhas contínuas: fluxos de N. Adaptado de MARY et al. (1996).

Outro fator que também afeta a velocidade de decomposição dos materiais orgânicos é a composição bioquímica dos mesmos, já que os constituintes carbonados precisam ser atacados inicialmente por enzimas extracelulares da microflora. Algumas destas enzimas são produzidas por um grande número de microrganismos, enquanto outras são produzidas por um número restrito de espécies microbianas. Para Saviozzi et al. (1995), variações na

velocidade inicial de decomposição dos resíduos culturais estão relacionadas às diferenças na composição bioquímica dos mesmos, em especial, às concentrações de fração solúvel, celulose, hemicelulose e lignina. Tem sido demonstrado que a velocidade inicial de mineralização do carbono é proporcional à quantidade de carbono solúvel em água, a qual, por sua vez, é proporcional ao teor inicial de nitrogênio dos resíduos culturais (REINERTSEN et al., 1984; CHRISTENSEN, 1986).

A grande maioria dos microrganismos possui enzimas degradadoras de amido, proteínas e celulose, que são utilizados como fonte de carbono e energia. Porém, alguns compostos, como a lignina, apresentam maior dificuldade de serem atacados, e os materiais orgânicos que têm grande proporção de lignina na sua composição permanecerão por mais tempo no solo, até serem completamente mineralizados (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

As plantas diferem em sua constituição, conforme a espécie, ou o constituinte da planta e podem apresentar maior ou menor facilidade de decomposição. As raízes, por exemplo, são mais lentamente decompostas pelo fato de serem mais pobres em carboidratos solúveis e apresentarem maior concentração de lignina e polímeros fenólicos do que os constituintes da parte aérea (GALLET & LEBRETON, 1995; HEAL et al., 1997).

Os substratos adicionados ao solo podem ser classificados em função do grau de resistência à assimilação e decomposição em: prontamente assimiláveis, prontamente moderadamente assimiláveis ou de assimilação lenta (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002). A fração composta por substratos prontamente decomponíveis se transforma rapidamente em CO₂ e biomassa; em seguida são transformados os componentes químicos mais resistentes e a própria fração da biomassa microbiana que morre. O processo prossegue podendo durar meses ou anos até a completa degradação e mineralização dos constituintes orgânicos, com a produção de grande quantidade de CO₂, formação de húmus e biomassa (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

De acordo com Cochran et al. (1988) a decomposição da palha no solo é realizada por dois tipos de biomassa. Uma que utiliza a fração solúvel do substrato (biomassa A) e a outra que utiliza a fração considerada mais recalcitrante (biomassa B). A biomassa A utiliza rapidamente o C e o N presentes na fração solúvel da palha. Após a utilização da fração solúvel, a biomassa A sofre uma limitação em C e inicia a fase de morte onde o C e o N presente nesta biomassa são reciclados pela biomassa ainda viva. A biomassa B apresenta uma velocidade de crescimento mais lenta e possui uma capacidade de se desenvolver e de sustentar o crescimento em função da habilidade que possui em sintetizar as enzimas capazes de solubilizar hemicelulose e celulose. Tal biomassa cresce a partir de compostos não solúveis

e possui necessidade de N adicional, utilizando o N mineral presente no solo ou o N que é mineralizado da biomassa A. Quando o N está disponível em quantidades suficientes para atender a demanda em N da biomassa B, o N que é mineralizado da biomassa A permanece no solo. Tal proposição explica porque a quantidade de N imobilizada por unidade de C mineralizado na fase inicial da decomposição pode ser elevada.

Para Potthoff et al. (2001) existem duas diferentes frações de microrganismos envolvidas na decomposição de resíduos culturais no solo: uma fração, usualmente limitada pela disponibilidade de C, corresponde à comunidade microbiana autóctone do solo a qual é relativamente independente dos resíduos culturais; a outra fração microbiana, usualmente limitada pela disponibilidade de N, corresponde à comunidade microbiana zimogênea, a qual coloniza os resíduos culturais. Esta segunda fração é provavelmente composta, em menor proporção, de microrganismos provenientes do solo, e, em maior proporção, de microrganismos já presentes nos resíduos culturais antes destes entrarem em contato com o solo. Ao avaliarem a decomposição de palha de milho no solo, Potthoff et al. (2005) verificaram que 75% do C contido na biomassa microbiana do solo foram derivados do C da palha, indicando que, após a chegada da palha de milho no solo, a microbiota de origem filosférica tem forte participação na comunidade microbiana total dos decompositores.

2.4 Efeito do N sobre a decomposição

Os dejetos líquidos de suínos apresentam de 40 a 70% do nitrogênio na forma amoniacal (SCHERER et al., 1996), sendo que a disponibilidade de N no solo será condicionada pelo destino dessa fração amoniacal (MORVAN & LETERME, 1998), a qual está suscetível a perdas por volatilização de amônia e às transformações microbianas de nitrificação e imobilização (MORVAN, 1999). Com a aplicação dos dejetos no solo, o N amoniacal presente nos mesmos é rapidamente oxidado até nitrato pelas bactérias nitrificadoras (WHITEHEAD, 1995).

O N é requerido pelos decompositores por ser um dos constituintes de enzimas extracelulares e intracelulares, ácidos nucléicos e membranas lipoprotéicas. Este elemento provém essencialmente do N contido nos próprios resíduos, do N mineral presente no solo no momento da adição dos resíduos, do N mineral proveniente da mineralização da matéria

orgânica do solo e da adubação nitrogenada em áreas agrícolas e do N microbiano reciclado durante a decomposição (Figura 1). Em função do tipo de resíduo orgânico, se observam diferenças significativas na proporção dessas diferentes fontes de N assimiladas pelos microrganismos (MARY et al., 1993).

Durante a decomposição de um substrato carbonado, os microrganismos decompositores têm necessidade de assimilar N mineral para o seu crescimento. Esse fato é facilmente compreendido ao se comparar a relação C/N dos microrganismos (4 a 6 para as bactérias e de 8 a 12 para os fungos) e dos resíduos culturais de cereais (normalmente entre 40 e 130). Com a aplicação de N ocorre maior consumo de C pelos microrganismos atingindo o pico de biossíntese mais rapidamente, com maior liberação de CO₂. A aplicação de N acelera esse processo aumentando a atividade da população decompositora, a qual acumula mais N em seus tecidos. Recous et al. (1995), trabalhando em condições de temperatura e umidade controladas, verificaram que a adição de N mineral, até a dose de 60 mg de N kg⁻¹ de solo, estimulou a decomposição de resíduos culturais de milho (C/N=130) uniformemente incorporados ao solo. Além dessa dose, não houve mais efeito do N sobre o aumento da taxa de decomposição.

Dependendo da relação C/N do material adicionado ao solo, pode ocorrer o esgotamento do N ou a liberação do elemento mineralizado. Assim a disponibilidade de N pode controlar a cinética de decomposição de resíduos culturais, particularmente daqueles com relação C/N elevada, como a dos cereais, quando a necessidade de N dos decompositores do solo não for suprida pelo N do resíduo ou pelo N mineral do solo (RECOUS et al., 1995).

À medida que o C é liberado, na forma de CO₂, a concentração relativa de N no material é aumentada, o que resulta na redução da sua relação C/N e, esta relação, controla o balanço entre os processos de mineralização e imobilização de N. Tais processos ocorrem simultaneamente no solo, o que sugere a morte de microrganismos durante o processo de decomposição. Desta forma, esses processos seguem o conceito de sucessão de organismos responsáveis pela decomposição de resíduos culturais. As dinâmicas de mineralização e imobilização do N após a adição dos resíduos no solo são controladas pela presença de N orgânico ou pela relação C/N destes resíduos (TRINSOUTROT et al., 2000a).

Apesar da estreita relação existente entre a dinâmica de C e N durante a decomposição de materiais orgânicos no solo (Figura 1), poucos foram os estudos realizados até o momento para avaliar o efeito dos dejetos de animais sobre a taxa de decomposição dos resíduos culturais de cereais. Considerando que nos dejetos de suínos 40 a 70% do N encontram-se na forma amoniacal (SCHERER et al., 1996) e que os resíduos culturais de cereais apresentam,

normalmente, valores elevados para a relação C/N (MARY et al., 1996), é de se esperar que a aplicação de dejetos estimule a decomposição dos resíduos culturais.

Para avaliar esse aspecto, Saviozzi et al. (1997) conduziram um experimento em laboratório durante 230 dias a 22°C em que a evolução cumulativa de C-CO₂ foi medida em tratamentos com o uso de dejetos de suínos e palha de trigo (C/N = 79,6) isoladamente e também com a mistura de ambos. Os autores observaram que os dejetos de suínos estimularam a decomposição da palha de trigo já que a emissão total de C-CO₂ do tratamento contendo a mistura de dejetos e palha superou em 23% a soma das quantidades de C-CO₂ emitidas pelos tratamentos com o uso isolado de dejetos e de palha.

Em outro experimento, a campo, realizado por Chantigny et al. (2001), a palha de cevada (relação C/N = 47,3) foi incorporada ao solo juntamente com dejetos de suínos (69,6% do N total na forma de amoniacal). Após 28 dias, a quantidade total de C-CO₂ liberado no tratamento com palha + dejetos foi 26% maior do que a quantidade de C-CO₂ dos tratamentos com a adição isolada de palha e dejetos, indicando uma ação sinérgica durante a decomposição dos resíduos orgânicos quando ambos foram misturados. Esse sinergismo foi atribuído ao estímulo proporcionado pelo N amoniacal aplicado com os dejetos de suínos à população microbiana responsável pela mineralização do C da palha da cevada.

É importante salientar que no trabalho conduzido por Saviozzi et al. (1997) a palha de trigo foi finamente moída para garantir uma mistura uniforme entre o solo e resíduos. Já no trabalho de Chantigny et al. (2001), conduzido no campo, foi utilizado o preparo convencional do solo, com os resíduos incorporados através de aração e gradagens.

Em condições de campo, Aita et al. (2006) verificou que o aumento da disponibilidade de N pela adição de dejetos líquidos de suínos, ricos em N amoniacal, sobre a palha de aveia não aumentou a taxa de decomposição da mesma. Segundo o autor, este resultado ocorreu, em parte, devido à saída do N amoniacal dos sítios de decomposição pela ação da chuva e também ao pequeno contato entre o C da palha, o N dos dejetos e os microrganismos.

2.5 Efeito da localização da palha no solo sobre a sua decomposição

Diversos estudos têm demonstrado que os resíduos culturais incorporados ao solo são decompostos mais rapidamente do que quando deixados na superfície (SULEMAN, 1993;

ROCHETTE et al., 1999; POTTHOFF et al., 2005) onde, tanto o N como outros elementos, podem ser localmente limitantes à decomposição, em função do contato deficiente entre o solo e os resíduos. Ao avaliar o efeito da aplicação de N mineral sobre a decomposição de resíduos culturais de milho, colocados em sacos de fibra de vidro e incorporados ou não ao solo, Parker (1962) verificou que a aplicação de N aumentou apenas a decomposição dos resíduos deixados na superfície do solo. Para o autor, a disponibilidade de N na camada do solo onde os resíduos foram incorporados foi suficiente para garantir a decomposição dos resíduos de milho, contrariamente ao tratamento onde os resíduos foram deixados na superfície do solo.

A presença de palha na superfície do solo atua como uma barreira que reduz a evaporação da água e modera as flutuações de temperatura, a qual exerce um efeito dominante sobre a atividade biológica do solo e, portanto, sobre a taxa de decomposição dos materiais orgânicos. Na maioria dos casos, a influência da umidade sobre a decomposição tem sido estudada isoladamente ou em interação com a temperatura. Os resultados obtidos evidenciam a complexidade existente entre o efeito da umidade sobre a atividade dos microrganismos já que a mesma é condicionada pelos fluxos de entrada e saída de gases e de solutos (nutrientes, exsudatos, etc.) dos sítios de atividade biológica onde ocorre a decomposição (RODRIGO et al., 1997).

Ao estudarem o efeito da localização no solo de uma palha de trigo, enriquecida com ^{14}C , sobre a sua decomposição, Holland & Colemann (1987) verificaram que a maior proporção de ^{14}C estava retida nos tratamentos cuja palha foi deixada na superfície do solo, em relação aos tratamentos com palha incorporada, independente da adição ou não de N. Os autores evidenciaram ainda que a população e a diversidade de fungos podem ser afetadas pela localização dos resíduos no solo já que a abundância de fungos foi significativamente maior nos tratamentos com palha em superfície. A biomassa de fungos aumentou com a adição de N nos tratamentos com palha na superfície, o que foi atribuído às hifas dos fungos que possibilitaram o uso de ambos, o C da palha na superfície e o N disponível no solo, através da translocação de nutrientes pelas hifas.

Avaliando, durante 35 dias, as transformações do C durante a decomposição de palha de trigo, sob condições de temperatura e umidade controladas, Cogle et al. (1989) constataram que a palha incorporada foi decomposta rapidamente nos primeiros 15 dias de incubação e no período seguinte teve sua taxa de decomposição similar à da palha deixada em superfície. As taxas de decomposição atingiram valores máximos entre os dias 4 e 15. A presença da fração

solúvel da palha foi um importante substrato durante os estágios iniciais de decomposição, porém, esta fonte de C foi esgotada rapidamente.

A moagem dos resíduos culturais, antes de serem incorporados ao solo, pode aumentar a produção acumulada de C-CO₂. Estando o material moído, o acesso dos microrganismos do solo ao substrato é facilitado pelo aumento da área superficial e pela redução na proteção dos compostos ricos em C (SWIFT et al., 1979). Bremer et al. (1991) observaram que a moagem não afetou a evolução o CO₂ do tratamento usando adubação verde com lentilha, porém aumentou a evolução de CO₂ do tratamento com palha de trigo. Esse aumento foi atribuído ao maior acesso ao C moderadamente disponível ao ataque microbiano, como por exemplo, celulose e hemicelulose.

2.6 Avaliação da decomposição de resíduos orgânicos

Existem diversas metodologias para avaliar a decomposição, destacando-se aquelas que permitem uma avaliação direta ou quantitativa, sobre o próprio resíduo orgânico.

A avaliação direta pode ser feita através de métodos quantitativos e qualitativos. Entre os métodos quantitativos pode-se destacar: a) a avaliação da perda de massa dos resíduos, os quais poderão ser distribuídos na superfície do solo (DA ROS, 1993) ou incorporados (SULEMAN, 1993) ou então confinados em cilindros (AITA, 1996) ou sacos de polietileno com tamanho de malha variável (AITA & GIACOMINI, 2003) e b) a avaliação da mineralização do carbono através da emissão de CO₂, o qual pode ser capturado por substâncias químicas (TRINSOUTROT et al., 2000a; AITA et al., 2006), principalmente NaOH e KOH, ou medido por cromatografia gasosa (YANG et al., 2002).

Para estudar a decomposição, alguns autores têm utilizado métodos qualitativos tais como: a) a avaliação da alteração de propriedades físicas dos resíduos com destaque para a resistência à ruptura e à diminuição gradativa no tamanho das partículas (HARPER, 1989) e b) a estimativa da modificação de propriedades químicas como a mudança da cor (HARPER, 1989), na composição bioquímica (proporção de lignina) e na relação C/N (WESSEN & BERG, 1986). Segundo Harper (1989) esses métodos qualitativos apresentam um baixo potencial de uso já que eles não podem ser aplicados a todos os tipos de materiais orgânicos.

Um dos métodos mais comumente empregado para avaliar a decomposição de resíduos culturais a campo consiste no confinamento destes resíduos em sacos de nylon, cuja porosidade varia, normalmente, de 53 μm a 1 mm. Segundo Vanlauwe et al. (1997), esta técnica apresenta como vantagens a sua simplicidade, boa repetibilidade, e a não descaracterização dos resíduos. Porém, esses autores enfatizam que o confinamento dos resíduos em sacos pode alterar o micro clima, o contato solo-resíduo e, dependendo da malha utilizada, pode excluir algumas classes da fauna decompositora. Mesmo assim, o método permite comparar os efeitos da localização e do manejo dos resíduos sobre a perda de massa, ajudando na parametrização e validação de modelos de simulação da decomposição.

A decomposição de resíduos culturais provenientes de cultivos solteiros de aveia preta (*Avena strigosa* Schieb), ervilhaca comum (*Vicia sativa* L.) e nabo forrageiro (*Rafanus sativus* L. var. *oleiferus* Metzg.) e do cultivo consorciado de aveia + ervilhaca foi avaliada em condições de campo por Giacomini (2001). O material vegetal de cada tratamento foi colocado em bolsas de nylon com dimensões de 0,2 x 0,2 m e com malha de 0,5 mm, as quais foram deixadas na superfície do solo e recolhidas periodicamente durante o experimento. A decomposição dos resíduos culturais das plantas de cobertura foi inversamente proporcional a sua relação C/N e diretamente proporcional às concentrações de nitrogênio e carbono da fração solúvel em água. Com o cultivo consorciado de aveia e ervilhaca houve uma redução na decomposição dos resíduos culturais em relação à ervilhaca pura, o que foi atribuído às alterações na composição química da fitomassa dos consórcios em relação às culturas puras. Entre as culturas solteiras, a ervilhaca apresentou a maior taxa de decomposição dos resíduos culturais. Com a inclusão de 45% de aveia na mistura com a ervilhaca, a relação C/N aumentou de 14,8 para 20,6 e a taxa de decomposição foi reduzida em 50%. Os resultados deste estudo mostraram que os resíduos culturais do consórcio entre aveia e ervilhaca apresentaram maior persistência no solo do que aqueles da ervilhaca solteira.

A decomposição de dejetos líquidos de suínos e a influência dos mesmos sobre a velocidade de decomposição de palha de aveia preta foram avaliadas por Aita et al. (2006), ao aplicar as doses de 0, 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos em solo descoberto e em solo com palha de aveia em superfície (plantio direto). Avaliando a decomposição dos materiais orgânicos através da medição contínua da liberação de C-CO₂, utilizando câmaras estáticas e uma solução de NaOH para captar o CO₂, conforme proposto por Aita (1996), o autor observou que a cinética de decomposição da palha de aveia e dos dejetos de suínos foi diferente. Nos dejetos, houve uma fase inicial de rápida liberação de C-CO₂, seguida de outra mais lenta, enquanto, na palha de aveia, a liberação de C-CO₂ foi mais constante. Aproximadamente, um

terço do C adicionado com os dejetos de suínos e com palha de aveia foi liberado à atmosfera na forma de C-CO₂ em 67 dias. Os resultados deste estudo mostraram que a velocidade de decomposição da palha de aveia preta não foi alterada pela aplicação de dejetos de suínos, em plantio direto.

A medida da liberação de CO₂ também foi utilizada por Marques (2005) para avaliar a decomposição de resíduos culturais de milho em função da aplicação ou não de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos, sem incorporação ao solo. Após 62 dias, o autor concluiu que a decomposição foi maior nos dejetos líquidos do que na cama sobreposta de suínos, revelando o maior grau de recalcitrância dos compostos carbonados da cama sobreposta. Além disso, a decomposição dos resíduos culturais de milho, com elevada C/N (C/N=83), aumentou em 21% com a aplicação dos dejetos líquidos de suínos, em relação ao tratamento sem o uso de dejetos.

Em um experimento conduzido no campo, Giacomini (2005) avaliou através da emissão de C-CO₂, a decomposição de dejetos de suínos na forma líquida e sólida (cama sobreposta) e da palha de aveia, incorporados ao solo através de gradagem (preparo reduzido) e sem incorporação ao solo (plantio direto). Os mesmos materiais orgânicos foram utilizados pelo autor em laboratório, sob condições experimentais que simulavam o plantio direto e o preparo convencional do solo. A conclusão do trabalho foi que a aplicação de dejetos de suínos juntamente com a palha de aveia, tanto incorporados como na superfície do solo, não aumentou a decomposição da palha, tanto em condições de campo como de laboratório.

Na maioria dos estudos realizados, a estimativa da decomposição dos materiais orgânicos é feita através do C mineralizado, ou seja, da emissão de CO₂, dividindo-se o resultado da diferença entre as quantidades de C-CO₂ emitidas nos tratamentos com a adição de materiais orgânicos e a quantidade de C-CO₂ emitida no solo sem adição de materiais orgânicos pela quantidade de C adicionada ao solo pelos mesmos. Nesta forma de cálculo assume-se que a adição ao solo de materiais orgânicos não afeta a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo (efeito “priming”). Todavia, a adição de materiais orgânicos pode aumentar a decomposição da matéria orgânica do solo, conforme relatado por Robin (1994) ao adicionar palha de trigo em condições de laboratório. Por essa razão, o valor resultante do cálculo é frequentemente denominado de mineralização aparente do carbono dos materiais orgânicos. Para quantificar a mineralização real do C dos materiais orgânicos estes devem ser enriquecidos com os isótopos ¹⁴C ou ¹³C antes de serem adicionados ao solo. A medição da emissão de ¹⁴C-CO₂ ou ¹³C-CO₂ e o uso do princípio de diluição isotópica permite calcular a

mineralização real do C, conforme efetuado por Aita (1996) ao estudar a decomposição de palha de trigo cujo C continha 2% de ^{13}C em excesso.

A taxa de decomposição de resíduos culturais marcados com ^{14}C ou ^{13}C tem sido estudada tanto em condições de laboratório como de campo (JENKINSON, 1977; VORONEY et al., 1989; AITA et al., 1997; FU et al., 2000; TRINSOUTROT et al., 2000b; PERELO & MUNCH, 2005). Essencialmente, esta metodologia consiste na adição prévia dos resíduos marcados com ^{14}C ou ^{13}C no solo e na determinação do C derivado do resíduo (emissão de $^{14}\text{C-CO}_2$ ou $^{13}\text{C-CO}_2$ e/ou quantidades de ^{14}C e ^{13}C remanescentes nos resíduos culturais e no solo) após um dado período. O uso de substratos marcados pode facilitar a compreensão dos mecanismos do efeito “priming” e do papel da biomassa microbiana como acumuladora e fonte de nutrientes. O efeito “priming”, definido inicialmente por Bingeman et al. (1953), tem sido atribuído ao aumento da mineralização basal do carbono do solo, principalmente quando resíduos orgânicos facilmente decomponíveis, como adubos verdes e palha, são adicionados ao solo (KUZUYAKOV et al., 2000). Este efeito se deve ao estímulo da população microbiana do solo a qual é reativada pela adição de materiais orgânicos e acelera a decomposição da matéria orgânica do solo (MOS).

Aita et al. (1997) avaliaram a dinâmica do C e do N no solo após a adição de uma palha de trigo, o qual foi cultivado sob atmosfera controlada, com injeção constante de $^{13}\text{C-CO}_2$ e em solução nutritiva enriquecida com ^{15}N . A palha duplamente marcada ($^{13}\text{C}^{15}\text{N}$) foi uniformemente incorporada ao solo em cilindros que permaneceram no campo durante 574 dias. A quantidade de ^{13}C adicionado diminuiu rapidamente após a incorporação da palha, com perda de 50% nos primeiros dois meses, devido à mineralização do C. Comparando as duas maneiras de estimar a mineralização do C da palha os autores constataram que a mineralização aparente foi cerca de 30% superior à mineralização real, evidenciando a ocorrência de efeito “priming”.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado durante 95 dias, no período de 7 de julho a 11 de outubro de 2006, no Laboratório de Microbiologia do Solo e do Ambiente do Departamento de Solos, na Universidade Federal de Santa Maria - RS.

3.1 Solo

A coleta de solo foi realizada na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, a qual localiza-se na Depressão Central do Estado do Rio Grande do Sul. O solo, classificado como Argissolo Vermelho distrófico arênico (EMBRAPA, 1999), foi coletado na camada de 0 -10 cm em 01 de julho de 2006, seis dias antes da instalação do experimento. A área onde foi coletado o solo vinha sendo cultivada com milho em plantio direto desde 1998. Após a retirada dos resíduos culturais remanescentes na superfície do solo, o mesmo foi coletado e transportado ao laboratório para homogeneização e peneiramento a 4 mm, permanecendo armazenado úmido em sacos plásticos, em temperatura ambiente, até o momento da incubação.

3.2 Características da palha e dos dejetos líquidos de suínos

A palha de trigo (*Triticum aestivum* L.) utilizada neste experimento é a mesma utilizada no trabalho de Aita (1996), sendo proveniente da França. O trigo foi cultivado em solução nutritiva durante cinco meses em uma câmara de cultivo automatizada, fechada ao fluxo de gases e com a injeção constante e controlada de C-CO₂, enriquecido com 2% de ¹³C-CO₂. Na palha foram determinados os teores de C e N por combustão seca e o excesso isotópico em ¹³C por espectrometria de massas. O teor de C orgânico foi de 42,7%, o teor de N total de 0,65% (C/N=65) e o excesso isotópico em ¹³C de 2,016%. Foi determinado também, por colorimetria, o teor de nitrato (N-NO₃⁻) da fração solúvel em água da palha, o qual representou 16,2% do teor de N total da palha.

Os dejetos líquidos de suínos, armazenados em lagoa anaeróbica, foram coletados em uma granja situada no município de Restinga Seca, RS. Os teores de C orgânico, N-total e N amoniacal e os valores de matéria seca e pH dos dejetos líquidos de suínos foram determinados segundo metodologia descrita em Tedesco et al. (1995). Os valores destes atributos nos dejetos e mais aqueles da palha encontram-se na tabela 1.

Tabela 1 – Composição física e química dos dejetos líquidos e da palha de trigo e quantidades adicionadas de matéria seca (MS), carbono (C), e nitrogênio (N) com os materiais orgânicos

Resíduo orgânico	MS	C	N total	N amoniacal	N nítrico	N orgânico	C/N	pH
Dejetos líquidos	31,7	9,2	2,48	1,54	—	0,94	3,7	8,2
Palha trigo ¹		427,0	6,55	—	1,06	—	65,2	—
	mg kg ⁻¹ solo seco							
Dejetos líquidos	1.022	297,6	80,0	50,0	—	30,0	—	—
Palha trigo	5.000	2.135,0	32,7	—	5.3	—	—	—

¹ Os dados relativos à caracterização da palha de trigo foram obtidos por Aita (1996).

3.3 Tratamentos e condições experimentais

O delineamento experimental foi o de blocos inteiramente casualizados com quatro repetições e os tratamentos avaliados foram os seguintes:

T1 – Solo (S)

T2 – Solo + palha em superfície (S + P_{Sup})

T3 – Solo + palha incorporada (S + P_{Inc})

T4 - Solo + dejetos em superfície (S + D_{Sup})

T5 – Solo + dejetos incorporados (S + D_{Inc})

T6 – Solo + dejetos incorporados + palha em superfície (S + D_{Inc} + P_{Sup})

T7 – Solo + dejetos incorporados + palha incorporada (S + D_{Inc} + P_{Inc})

T8 – Solo + palha em superfície + dejetos em superfície (S + P_{Sup} + D_{Sup})

A seqüência em que são apresentados o solo (S) a palha (P) e os dejetos (D) na legenda dos tratamentos obedece à ordem que foi seguida na montagem de cada tratamento. No **T8**, por exemplo, primeiro foi colocado o solo nos potes, depois a palha em superfície e, por último, os dejetos sobre a palha.

Além destes tratamentos, foram incubados três frascos contendo apenas a solução de NaOH (prova em branco), para captar o C-CO₂ presente na atmosfera interna dos frascos de todos os tratamentos. As fotos da figura 2 ilustram os tratamentos avaliados.

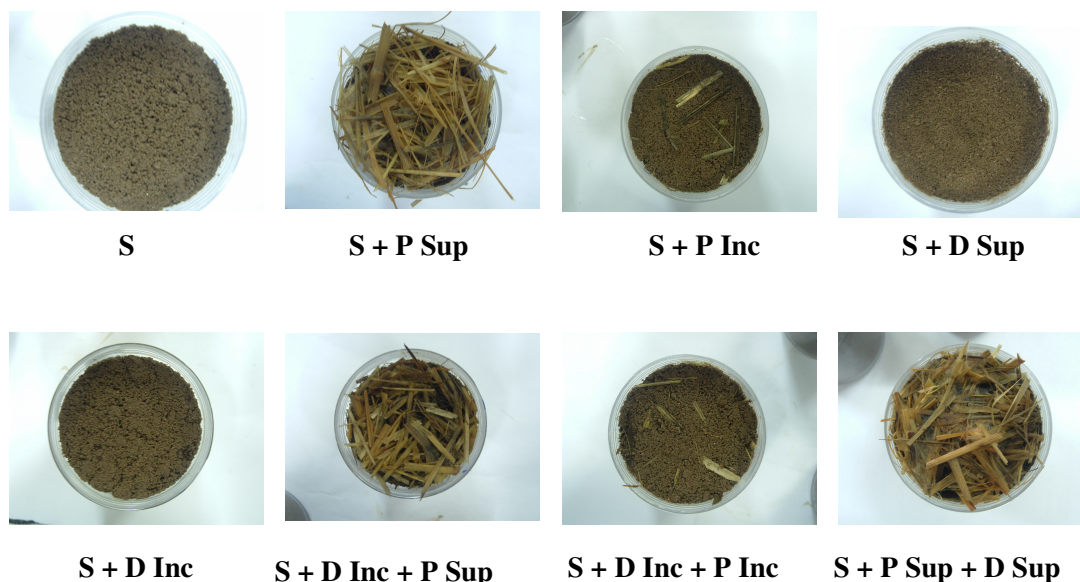


Figura 2 – Vista de cada tratamento avaliado.

3.4 Incubação

A instalação do experimento ocorreu em 7 de julho de 2006. Foram montadas 32 unidades experimentais (8 tratamentos e 4 repetições), constituídas por recipientes de acrílico, com 5,0 cm de altura e 5,0 cm de diâmetro, com capacidade de 110 mL, nos quais adicionou-se o solo de cada tratamento.

Em cada recipiente de acrílico foram colocadas 131 g de solo com 15% de umidade, equivalendo a 117,8 g de solo seco a 105°C. A umidade foi mantida na capacidade de campo. Para isso, foram adicionados 4,7 mL de água destilada em 126,3g de solo nos tratamentos que não receberam dejetos líquidos (**T1, T2, T3**) ou 0,9 mL de água + 3,8 mL de dejetos líquidos nos tratamentos que receberam dejetos (**T4 a T8**). Após homogeneização, o solo foi adicionado nos recipientes de acrílico em duas etapas. Na primeira, foram adicionadas 65,5 g de solo, compactando-o até a altura de 2,5 cm no frasco de acrílico. Na segunda, adicionou-se

o restante do solo (65,5 g), compactando-o até a altura de 5,0 cm. Desta forma, o solo do frasco atingiu uma densidade de $1,2 \text{ g cm}^{-3}$. Cada repetição foi colocada em um frasco de vidro com capacidade de 670 mL.

A quantidade de dejetos líquidos de suínos foi estabelecida a fim de evitar a saturação do solo pelos mesmos e proporcionar uma adição de N mineral de 50 mg kg^{-1} de solo que, segundo Recous et al. (1995), assegura uma condição onde a disponibilidade de N é considerada não limitante à decomposição de resíduos culturais de cereais.

A palha (seca ao ar) foi cortada manualmente com auxílio de tesoura, em pedaços cujo comprimento variou de 1 a 3 cm e, após, adicionada ao solo na quantidade de 0,59 g (251,5 mg de C orgânico) por frasco, equivalendo a 3 Mg ha^{-1} de palha. Nos tratamentos com palha e/ou dejetos, a montagem variou conforme a localização da palha e dos dejetos. Nos tratamentos em que a palha foi colocada na superfície do solo (**T2, T6 e T8**), ela foi adicionada após todo solo ter sido colocado no recipiente de acrílico. Nos tratamentos com palha incorporada (**T3 e T7**), ela foi misturada ao solo antes da amostra ser acondicionada no recipiente. Nos tratamentos com dejetos de suínos incorporados (**T5, T6 e T7**), o solo foi umedecido com a água e dejetos no momento da homogeneização, sendo que a palha foi adicionada conforme a sua localização no solo, em superfície ou incorporada. Nos tratamentos **T4 e T8** o solo foi umedecido com água e homogeneizado e a adição dos dejetos de suínos foi feita na superfície do solo (**T4**) ou da palha (**T8**), somente após o acondicionamento do solo nos frascos de acrílico. Para todos os tratamentos, a homogeneização do solo com a água, a palha de aveia e os dejetos de suínos foi feita com o auxílio de espátula.

As 32 unidades experimentais destinadas à avaliação da liberação de C-CO₂ foram acondicionadas em uma incubação a 25°C por um período de 95 dias. O teor de umidade foi controlado através da pesagem dos frascos de acrílico e, quando necessário, foi adicionada água com o auxílio de uma pipeta.

3.5 Avaliações

3.5.1 Mineralização do C

A decomposição dos dejetos de suínos foi avaliada através da quantificação da liberação de C-CO₂. Nos tratamentos com palha (T2, T3, T6, T7 e T8), avaliou-se a liberação de C-CO₂ e ¹³C-CO₂, além da evolução das quantidades de matéria seca e de ¹³C da palha de trigo e de ¹³C no solo.

A evolução de C-CO₂ foi avaliada aos 2, 4, 6, 9, 15, 25, 40, 60 e 95 dias após o início da incubação, sempre nos mesmos frascos. O C-CO₂ liberado em cada tratamento foi captado em 10 mL de uma solução de NaOH 1 mol L⁻¹ colocada num frasco de vidro com capacidade de 37 mL, suspenso na parte superior de cada frasco, conforme ilustrado pela figura 3. O excesso de NaOH em cada intervalo de coleta foi titulado com uma solução de HCl 1 mol L⁻¹, após precipitação do carbonato com uma solução de BaCl₂ 1 mol L⁻¹.

A aeração das unidades experimentais foi feita por ocasião de cada uma das avaliações realizadas. Cada unidade experimental permanecia aberta por um período de 10 minutos, antes da adição da nova solução de NaOH 1 mol L⁻¹ nos frascos suspensos.

Após a titulação, o precipitado (BaCO₃) de cada tratamento com palha passou por uma lavagem em água destilada e filtração, com auxílio de bomba a vácuo, em filtro de microfibras de vidro (Whatman GF/F), o qual foi levado à estufa para secagem (65°C). O material retido no filtro foi raspado com auxílio de espátula e guardado em frascos de vidro até a análise. O excesso isotópico em ¹³C do Ba¹³CO₃ foi avaliado por espectrometria de massa, após a dissociação elementar do precipitado na presença de um catalizador (PbO₂). Foi utilizado um analisador elementar CHN modelo Euro-EA marca Eurovector acoplado em linha a um espectrômetro isotópico de massas modelo Delta Plus Advantage marca Thermo Electron. As análises foram realizadas no laboratório de análise de isótopos do INRA de Laon, na França.

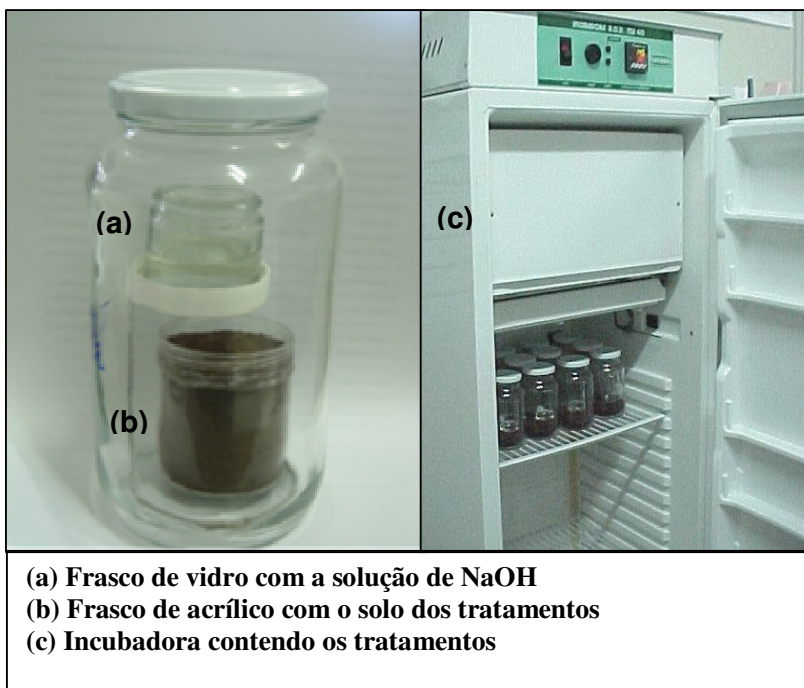


Figura 3 – Dispositivo utilizado para avaliar a evolução de CO₂

3.5.2 Carbono remanescente na palha e no solo

Para determinar as quantidades remanescentes de matéria seca e de ¹³C de palha de trigo e as quantidades de ¹³C no solo foram utilizadas as amostras de um experimento conduzido simultaneamente e nas mesmas condições de incubação do presente trabalho e que serviu à elaboração da Dissertação de Mestrado de Cargnin (2007), onde foram avaliadas as biotransformações do nitrogênio no solo durante a decomposição de palha de trigo e dejetos líquidos de suínos.

No trabalho de Cargnin (2007) foram avaliados os mesmos 8 tratamentos do presente trabalho, porém com três repetições e oito datas de avaliação (0, 4, 9, 15, 25, 40, 60 e 95 dias) totalizando 192 unidades experimentais. Em cada avaliação era analisado o N mineral do solo de 24 frascos (oito tratamentos com três repetições) sendo que, após a análise, o solo de cada frasco era descartado.

Em cada avaliação feita por Cargnin (2007), para a análise dos teores de N do solo, também foi avaliada a matéria seca remanescente de palha de trigo e a sua concentração em ¹³C, além da concentração em ¹³C do solo, cujos resultados fazem parte do presente trabalho.

Em cada amostragem, procurou-se retirar o máximo possível de palha de toda a amostra de solo de cada repetição, separando-se a palha do solo com o auxílio de uma pinça. Após a separação, a palha de trigo foi submetida à secagem em estufa a 65°C até peso constante. Após a pesagem, a palha de trigo seca foi enviada ao laboratório de análise de isótopos em Laon, na França, para moagem e determinação do excesso isotópico em ^{13}C por espectrometria de massas no mesmo equipamento descrito anteriormente para análise do $\text{Ba}^{13}\text{CO}_3$. O solo também foi submetido à secagem em estufa a 65°C antes de ser moído e analisado quanto ao excesso isotópico em ^{13}C .

3.6 Estimativa dos processos de biotransformação do carbono

3.6.1 Mineralização aparente do C (método da diferença).

A mineralização aparente do C da palha de trigo e dos dejetos de suínos foi calculada com base nos dados de C-CO₂ medidos em cada data de avaliação. O cálculo da mineralização do C, em cada data de amostragem, variou conforme o tratamento.

a) **Tratamentos com a adição isolada de palha e de dejetos** a fórmula utilizada foi a seguinte:

$$C_{map} = \left(\frac{CO_{2ro} - CO_{2s}}{Cad} \right) \times 100 \quad [1]$$

Sendo, ***C_{map}*** a mineralização aparente do C da palha ou dos dejetos (% do C adicionado); ***CO_{2ro}*** e ***CO_{2s}*** as quantidades de C-CO₂ emitidas (mg kg⁻¹) nos tratamentos com uso isolado de resíduos orgânicos (palha e dejetos) (S + P Sup, S + P Inc, S + D Sup e S + D Inc) e no tratamento testemunha, apenas com solo (S), respectivamente; e ***Cad*** o C adicionado (mg kg⁻¹) com a palha ou com os dejetos.

b) **Nos tratamentos em que a palha e os dejetos foram aplicados conjuntamente ao solo** o cálculo da mineralização do C foi realizado como segue:

$$C_{map} = \left(\frac{CO_2cpd - CO_2cd}{Cadp} \right) \times 100 \quad [2]$$

Sendo, ***C_{map}*** a mineralização aparente do C da palha de trigo (% do C adicionado); ***CO₂cpd*** e ***CO₂cd*** as quantidades de C-CO₂ emitidas (mg kg⁻¹) nos tratamentos com uso conjunto de palha + dejetos (S + D Inc + P Sup, S + D Inc + P Inc e S + P Sup + D Sup) e nos tratamentos com uso exclusivo de dejetos (S + D Sup e S + D Inc), respectivamente; e ***Cadp*** o C adicionado (mg kg⁻¹) com a palha.

3.6.2 Mineralização real do C (método isotópico ¹³C).

A mineralização real do C da palha de trigo foi calculada conforme a seguinte equação:

$$C_{mr} = \left(\frac{CO_2tcp \times e^{13}CO_2}{e^{13}Cp} \right) \times 100 \quad [3]$$

Sendo, ***C_{mr}*** a mineralização real do C da palha (% do C adicionado); ***CO₂tcp*** a quantidade de C-CO₂ emitida (mg kg⁻¹) nos tratamentos com palha; ***e¹³CO₂*** o excesso isotópico ¹³C medido no Ba¹³CO₃; e ***e¹³Cp*** o excesso isotópico em ¹³C da palha.

3.6.3 ¹³C remanescente na palha e no solo

O cálculo da quantidade de ¹³C recuperada na palha e no solo foi realizado com base nos dados dos teores de C na palha e no solo e seus respectivos excessos isotópicos em ¹³C. Para o cálculo da percentagem do C remanescente na palha (***C_{rp}***) utilizou-se a seguinte equação:

$$C_{rp} = \left(\frac{Qp \times \%Cp \times e^{13}Cp}{Q^{13}Cp} \right) \times 100 \quad [4]$$

Sendo, Qp a quantidade de palha recuperada (g); $\%Cp$ a concentração de C na palha recuperada (%); $e^{13}Cp$ o excesso isotópico em ^{13}C da palha recuperada; e $Q^{13}Cp$ a quantidade de ^{13}C adicionada com a palha (mg).

Para o cálculo da percentagem do C recuperado no solo (Crs) empregou-se a seguinte equação:

$$Crs = QC_s \times \left(\frac{e^{13}C_{sp} - e^{13}C_s}{e^{13}C_p} \right) \quad [5]$$

Sendo, QC_s a quantidade de C no solo (mg); $e^{13}C_{sp}$ e $e^{13}C_s$ o excesso isotópico em ^{13}C do solo nos tratamentos com palha (S + P Sup, S + P Inc, S + D Inc + P Sup, S + D Inc + P Inc e S + P Sup + D Sup) e no tratamento testemunha, somente com solo (S), respectivamente; $e^{13}C_p$ o excesso isotópico em ^{13}C da palha de trigo.

3.6.4 Balanço do ^{13}C

O balanço do ^{13}C consiste na diferença entre a quantidade de ^{13}C adicionada ao solo com palha de trigo e as quantidades de ^{13}C encontradas na forma mineral ($^{13}C-CO_2$) e orgânica, na palha (Crp) e no solo (Crs). A porcentagem de ^{13}C recuperada ($Crec$) para cada tratamento nas diferentes datas de avaliação foi determinada conforme a seguinte equação:

$$Crec = Cmr + Crp + Crs$$

3.7 Análise estatística

Os resultados foram submetidos diretamente à análise da variância e as médias de cada tratamento foram comparadas entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente serão apresentados e discutidos os resultados relativos à avaliação da liberação de C-CO₂ (mineralização da matéria orgânica do solo e dos materiais orgânicos e mineralização aparente do C dos dejetos e da palha) e, em um segundo momento, os resultados relativos às análises isotópicas ¹³C (mineralização real do C da palha e ¹³C remanescente na palha e no solo).

4.1 Liberação de C-CO₂ nos tratamentos

Na figura 4 observa-se que as quantidades acumuladas de C-CO₂ diferiram entre os tratamentos podendo-se distinguir três grupos de tratamentos: o primeiro, com os maiores valores de liberação de C-CO₂ desde o início do experimento, representado pelos dois tratamentos em que a palha de trigo foi incorporada ao solo, com (S + D Inc + P Inc) e sem dejetos (S + P Inc) e aquele em que a palha e os dejetos foram aplicados conjuntamente e permaneceram na superfície do solo (S + P Sup + D Sup). No segundo grupo, com valores intermediários, encontram-se os dois tratamentos em que a palha permaneceu na superfície do solo, sem dejetos (S + P Sup) e com incorporação dos dejetos antecedendo a distribuição da palha (S + D Inc + P Sup). Com os menores valores de liberação de C-CO₂ encontram-se os tratamentos com adição exclusiva de dejetos de suínos, com (S + D Inc) e sem incorporação (S + D Sup) e o tratamento testemunha apenas com o solo (S).

Um aspecto a destacar na Figura 4 refere-se à pequena diferença nas quantidades de C-CO₂ liberadas e à cinética semelhante na liberação de C-CO₂ entre os tratamentos com o uso exclusivo de dejetos e o tratamento testemunha. Isto se deve principalmente à baixa concentração de matéria seca dos dejetos líquidos e, conseqüentemente, à pequena adição de C ao solo através dos mesmos (Tabela 1).

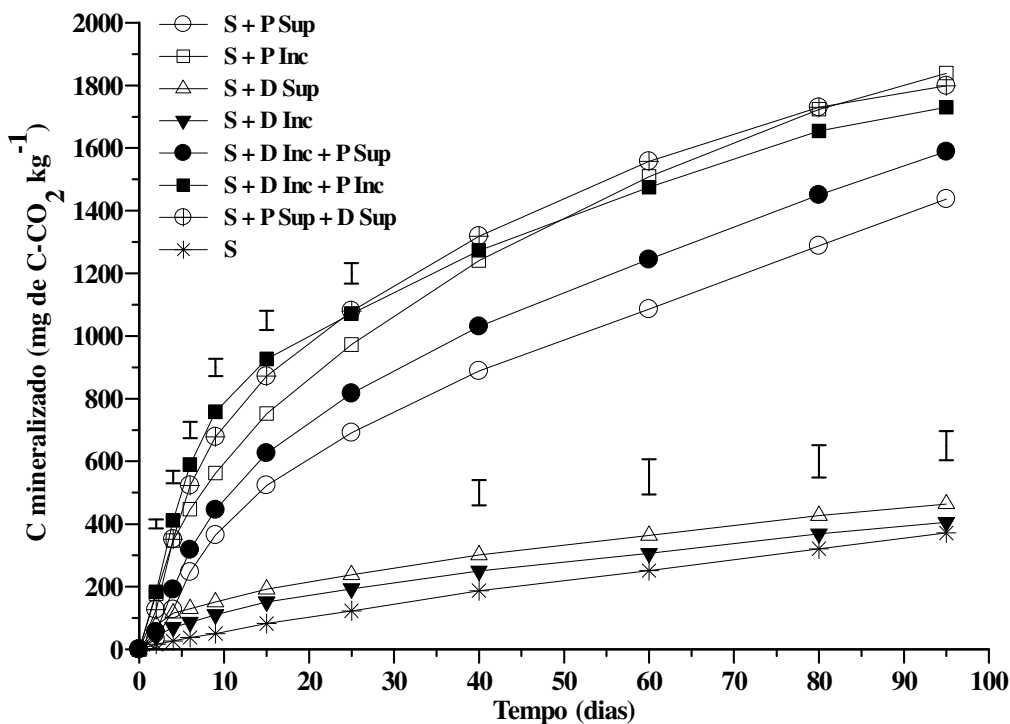


Figura 4 – Mineralização acumulada do C do solo (S), solo + dejetos (S+D) e solo + palha (S + P) com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. As barras verticais em cada amostragem indicam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey a 5%.

Com a adição da palha de trigo ao solo, tanto isoladamente como associada à aplicação de dejetos, ocorreu um aumento significativo na liberação de C-CO₂, como resultado do metabolismo respiratório da população microbiana heterotrófica. Esse aumento no número e na atividade microbiana decorre do fornecimento de C e energia por parte da palha de trigo. Paralelamente à demanda de carbono, os microrganismos necessitam de N para a biossíntese de compostos nitrogenados. Por isso, frequentemente, a disponibilidade de N pode limitar a taxa de decomposição de compostos orgânicos pobres em N, como a palha de cereais (MARY et al., 1996). Esse aspecto pode ser visualizado na figura 4 comparando-se a liberação de C-CO₂ do tratamento em que a palha foi distribuída na superfície do solo (S + P Sup), simulando o plantio direto, àquela do tratamento em que a palha também foi distribuída na superfície do solo, porém com aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre a mesma (S + P Sup + D Sup). Observa-se que a aplicação dos dejetos sobre a palha aumentou significativamente a liberação de C-CO₂. Esse efeito não pode ser atribuído à decomposição do C dos dejetos já que a adição dos mesmos ao solo proporcionou pequeno aumento na liberação de C-CO₂, conforme mencionado anteriormente. Portanto, o aumento na liberação de C-CO₂ pela aplicação dos dejetos pode ser atribuído ao N mineral contido nos mesmos, o

qual foi utilizado para atender a demanda em N dos microrganismos atuantes na decomposição dos compostos carbonados da palha, a qual era pobre em N ($C/N = 65,2$).

Esse efeito positivo do N sobre a decomposição de palha de cereais também foi observado em uma incubação conduzida em laboratório a 15°C durante 22 dias por Potthoff et al. (2005). A adição de N mineral juntamente com resíduos culturais de milho aumentou a taxa de liberação de C-CO_2 na fase inicial da decomposição, embora não tenha havido diferença na produção cumulativa de C-CO_2 ao final do experimento entre os tratamentos com e sem aplicação de N.

4.2 Mineralização aparente do C dos dejetos e da palha

O cálculo da mineralização aparente do C nos tratamentos contendo dejetos de suínos e da palha de trigo, utilizados isoladamente ou em conjunto, foi feito descontando-se, para cada tratamento, a produção de C-CO_2 das respectivas testemunhas, conforme detalhado no item material e métodos.

4.2.1 Velocidade de mineralização aparente do C dos dejetos e da palha

Considerando, inicialmente, os dois tratamentos com adição exclusiva de palha de trigo (Figura 5a), observa-se que as taxas de mineralização foram maiores no início da incubação, concordando com outros trabalhos (ANGERS & RECOUS, 1997; COPPENS, 2005). Nessa fase ocorre a decomposição da fração facilmente decomponível como a fração solúvel em água. Após a exaustão dessa fração mais lábil, ocorre a mineralização gradativa e a taxas mais constantes de uma fração mais resistente ao ataque microbiano (AITA & GIACOMINI, 2003).

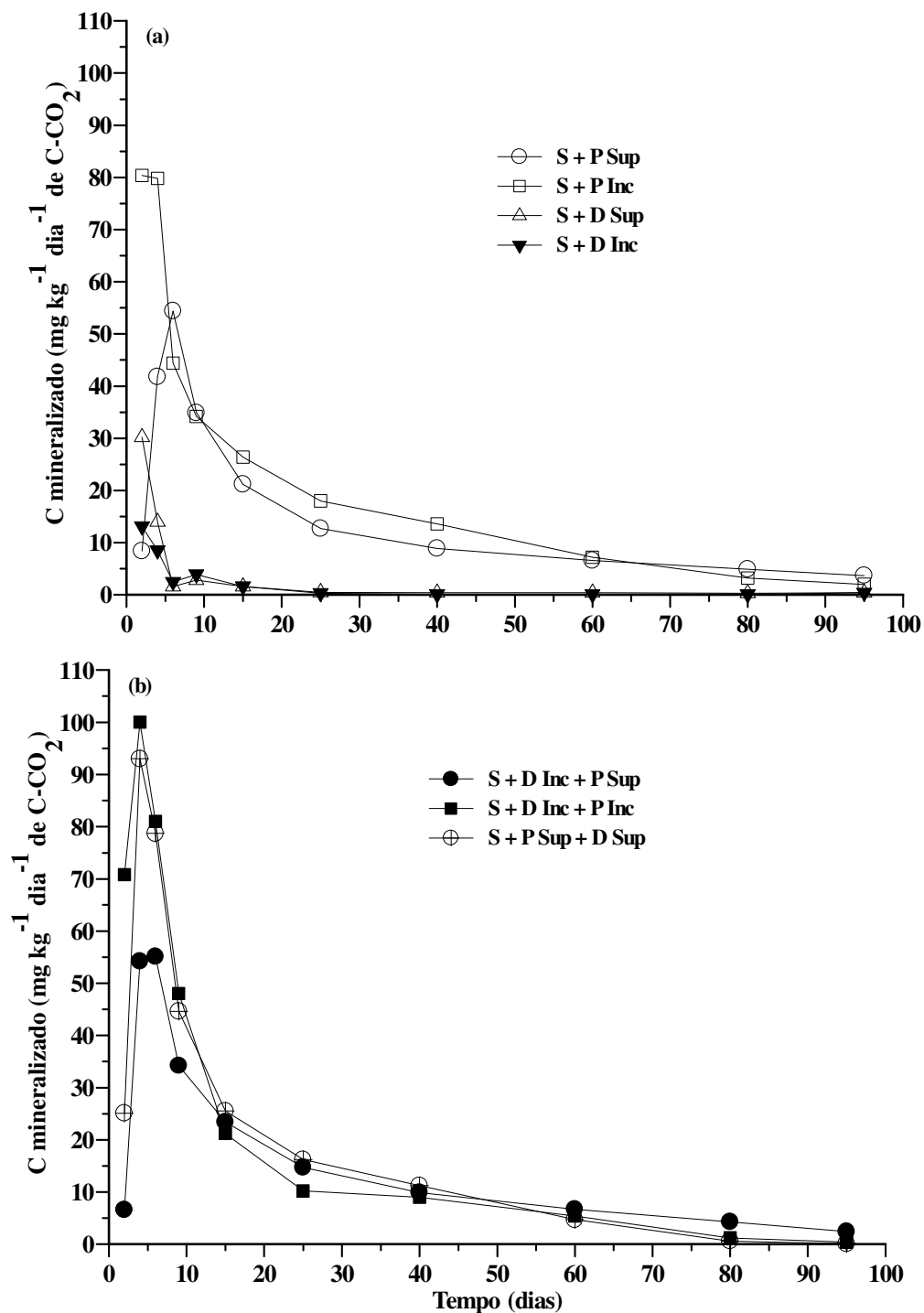


Figura 5 – Velocidade de mineralização aparente do C da palha de trigo (P) e dos dejetos de suínos (DS) utilizados isoladamente (a) ou em conjunto (b), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo.

Apesar das maiores taxas de liberação de C-CO₂ terem ocorrido no início do experimento, observa-se que a cinética de mineralização do C da palha, nesta fase, foi distinta

entre os dois tratamentos (Figura 5a). Enquanto na primeira avaliação, a liberação de C-CO₂ do tratamento com incorporação da palha ao solo (S + P Inc) foi máxima e próxima de 80 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹, no tratamento onde a palha foi mantida na superfície do solo (S + P Sup) a taxa de liberação de C-CO₂ na mesma avaliação foi de apenas 8,4 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹. Além disso, a liberação de C-CO₂ do tratamento com a palha incorporada diminuiu rapidamente até a terceira amostragem, realizada aos 6 dias. Já no tratamento com palha em superfície o comportamento foi inverso, com rápido aumento na liberação de C-CO₂ no mesmo período. Apenas a partir da amostragem realizada aos 6 dias os dois tratamentos com o uso exclusivo de palha apresentaram um comportamento semelhante, com diminuição gradativa da taxa de liberação de C-CO₂ até atingir valores praticamente constantes e inferiores a 7,2 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹ a partir de 60 dias.

Esse comportamento diferenciado dos dois tratamentos contendo apenas a palha pode ser explicado em função da disposição da mesma no solo. Com a incorporação, o N mineral do solo, somado ao N mineral na forma de N-NO₃⁻ da palha (Tabela 1), logo ficaram disponíveis aos microrganismos atuantes na decomposição dos compostos carbonados. Além disso, a incorporação facilita o contato entre o C da palha e a população microbiana, aumentando a demanda em N desta. Já com a distribuição da palha na superfície do solo foi necessário um certo tempo para que ocorresse a difusão da água, contendo o N mineral do solo, até o sítio de decomposição da palha, fazendo com que a máxima atividade microbiana ocorresse apenas aos seis dias. Outro aspecto refere-se ao período de tempo necessário à colonização da palha pelos microrganismos, o qual deve ser maior com a palha em superfície do que incorporada.

Nos dois tratamentos apenas com palha, sem adição de N via dejetos, não se observou uma fase lag, onde a população microbiana está se adaptando ao substrato e sintetizando enzimas e outros compostos para a sua degradação, sem aumento na sua atividade. Tais resultados corroboram aqueles de Potthoff et al. (2005) ao avaliarem a evolução de C-CO₂ durante a decomposição de resíduos culturais de milho, com a aplicação de N mineral na forma de nitrato de amônio (NH₄NO₃), na ausência de solo. Uma fase lag, de apenas dois dias, foi observada por estes autores apenas no tratamento em que a palha não recebeu N mineral, indicando a limitação de N para a mineralização inicial daqueles compostos carbonados facilmente decomponíveis. A liberação de N mineral através do processo de decomposição da palha fez com que a fase lag desaparecesse após este período inicial. Quando a mesma palha de milho foi incorporada ao solo os autores não constataram a ocorrência de fase lag, evidenciando a importância não apenas da quantidade mas também da

localização do N sobre a dinâmica de mineralização do C da palha. É provável que a não ocorrência de uma fase lag no presente trabalho se deva ao fato da palha de trigo utilizada apresentar teores relativamente elevados de nitrato (Tabela 1), o que deve ter atendido as necessidades biossintéticas iniciais em N da população microbiana heterotrófica atuante na decomposição da palha.

Considerando os dois tratamentos com uso exclusivo de dejetos (Figura 5a) observa-se que, em ambos, a taxa de liberação de C-CO₂ foi inferior àquela observada nos dois tratamentos com palha. Isso se deve à composição bioquímica diferenciada dos materiais orgânicos e também ao fato de que com os dejetos a quantidade de C adicionada ao solo foi cerca de 6,3 vezes inferior à adição de C pela palha (Tabela 1). Comparando os dois tratamentos com dejetos entre si, observa-se que o valor máximo na liberação de C-CO₂, de 30,2 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹ no tratamento com dejetos em superfície (S + D Sup) e de 13,1 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹ no tratamento com incorporação dos dejetos ao solo (S + D Inc), ocorreu logo na primeira avaliação realizada aos dois dias. Esse pico inicial na liberação de C-CO₂ com o uso de dejetos líquidos de suínos tem sido observado em diversos experimentos, tanto em condições de campo (ROCHETTE et al., 2004; AITA et al., 2006) como de laboratório (MORVAN, 1999; GIACOMINI, 2005) e não é devido à atividade microbiana, mas sim à liberação de carbonatos os quais foram gerados durante o armazenamento dos dejetos em condições anaeróbicas.

Através dos resultados apresentados na figura 5b observa-se, para os três tratamentos com aplicação conjunta da palha de trigo e dejetos de suínos, que, provavelmente, a presença da palha, tanto incorporada como na superfície do solo tenha interferido na liberação dos carbonatos dos dejetos. Observa-se na figura 5a que, na primeira avaliação realizada, a taxa de liberação de C-CO₂ do tratamento com palha incorporada foi de 80 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹ e do tratamento com dejetos de suínos incorporados de 13,1 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹. Quando os dois materiais orgânicos foram incorporados ao solo conjuntamente, a liberação de C-CO₂, nesta mesma avaliação, diminuiu para 70,1 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹ (Figura 5b). Quando a palha e os dejetos foram utilizados isoladamente e mantidos na superfície do solo a taxa de liberação de C-CO₂ aos dois dias foi de 8,4 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹ e 30,2 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹, respectivamente (Figura 5a). Com a aplicação conjunta da palha e dos dejetos na superfície do solo a taxa de liberação de C-CO₂ foi de apenas 25,1 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹ (Figura 5b). Seriam necessários estudos mais específicos para confirmar estes resultados e para identificar as causas da diminuição inicial da liberação de C-CO₂ quando palha e dejetos são utilizados conjuntamente em relação ao seu uso isolado.

Observa-se na figura 5b que a cinética de liberação de C-CO₂ dos três tratamentos envolvendo o uso conjunto da palha de trigo e dejetos líquidos de suínos foi relativamente próxima, embora, nos primeiros nove dias de experimentação, as taxas de liberação de C-CO₂ foram distintas. Na avaliação realizada aos quatro dias, onde ocorreu a taxa máxima de liberação de C-CO₂, os valores atingiram 100 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹ no tratamento com incorporação da palha e dos dejetos (S + D Inc + P Inc), 93 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹ no tratamento com palha e dejetos na superfície do solo (S + P Sup + D Sup) e 55 mg C-CO₂ kg⁻¹ dia⁻¹ no tratamento em que os dejetos foram incorporados ao solo antes da adição da palha na superfície do mesmo (S + D Inc + P Sup). Tais resultados podem ser atribuídos aos efeitos combinados, sobre a população microbiana, da localização da palha e do N mineral no solo e também da quantidade de N disponível. A comparação dos resultados da figura 5a para o tratamento com palha em superfície, em que a taxa máxima de C-CO₂ ocorreu mais tarde e em patamares inferiores ao tratamento com aplicação de palha e dejetos na superfície do solo (Figura 5b), reforça a importância do fator localização do N sobre a taxa de mineralização do C da palha.

4.2.2 Mineralização aparente cumulativa do C dos dejetos e da palha

Para facilitar a comparação da mineralização do C da palha de trigo e dos dejetos, nas duas modalidades de distribuição dos materiais orgânicos no solo (em superfície e incorporado) é interessante expressar os resultados em relação às quantidades de C adicionadas ao solo em cada tratamento (Figura 6). É importante destacar que tais resultados referem-se à mineralização aparente do C dos dois materiais orgânicos, calculada a partir da diferença entre as quantidades de C-CO₂ liberadas em cada tratamento e a sua testemunha equivalente.

Observa-se na figura 6a, onde são mostradas as curvas relativas à mineralização aparente do C da palha e dos dejetos, ambos utilizados isoladamente, que a cinética de mineralização do C foi distinta nos dois materiais orgânicos. Enquanto na palha a mineralização aparente cumulativa do C foi mais gradual e aumentou durante todo o experimento, nos dejetos a mineralização do C foi mais acentuada nos períodos iniciais, não ocorrendo praticamente mais aumento nas quantidades de C-CO₂ emitidas a partir dos 15

dias. Essa cinética de mineralização diferenciada do C entre a palha e os dejetos deve estar relacionada à composição bioquímica dos dois materiais orgânicos. Os compostos orgânicos mais facilmente decomponíveis dos dejetos foram convertidos em produtos de fermentação, principalmente ácidos orgânicos e metano (CH₄) durante o seu armazenamento na lagoa anaeróbica. Quando adicionados ao solo, estes compostos orgânicos provenientes da fermentação foram rapidamente utilizados pelos microrganismos em condições aeróbias e convertidos em biomassa microbiana e C-CO₂. Observa-se na figura 6a que a decomposição destes compostos orgânicos ocorreu na fase inicial do experimento. Após 15 dias, as curvas dos dois tratamentos com dejetos são praticamente paralelas à abscissa indicando que não houve mais mineralização do C dos dejetos a partir de 15 dias já que a liberação de C-CO₂ destes tratamentos não diferiu daquela do tratamento testemunha, onde o C-CO₂ é proveniente da mineralização da matéria orgânica do solo. Estes resultados evidenciam o elevado grau de recalcitrância da maioria dos compostos orgânicos presentes nos dejetos líquidos de suínos, após os mesmos terem sido submetidos à fermentação em lagoa anaeróbica.

Embora a cinética de mineralização aparente do C dos dejetos de suínos tenha sido semelhante entre as duas modalidades de aplicação dos mesmos, com uma fase rápida seguida de uma fase em que praticamente não houve mineralização do C, observa-se que a liberação acumulada de C-CO₂ ao final do experimento foi 63% maior no tratamento em que os dejetos foram aplicados na superfície do solo. Observa-se na figura 5a que essa diferença ocorreu na fase inicial do experimento, nas primeiras duas avaliações realizadas. É provável que nesta fase os carbonatos presentes nos dejetos tenham sido liberados na forma de C-CO₂, conforme observaram Aita et al. (2006). Com a incorporação dos dejetos ao solo, o pH deste pode ter desfavorecido a conversão dos carbonatos em C-CO₂.

Na maioria das situações, a incorporação de resíduos culturais ao solo favorece a sua decomposição pelos microrganismos (ABIVIEN et al. 2002; COPPENS, 2005; GIACOMINI, 2005). Todavia, isto não foi observado no presente trabalho para os dejetos líquidos de suínos, o que confirma resultados de outros estudos realizados em condições de laboratório com este material orgânico. Ao incorporar os dejetos líquidos de suínos (GIACOMINI, 2005) e ao injetá-los ao solo (DENDOOVEN et al., 1998) a liberação de C-CO₂ não diferiu daquela encontrada onde os dejetos permaneceram na superfície do solo. Também em condições de laboratório, porém utilizando dejetos líquidos de bovinos, Flessa & Besse (2000) não encontraram diferenças sobre a mineralização do C deixando os dejetos na superfície ou injetando o mesmo ao solo. Com base nas avaliações realizadas no presente trabalho, não é possível explicar o fato da liberação cumulativa de C-CO₂ ter sido maior com a manutenção

dos mesmos na superfície do que com a sua incorporação ao solo (Figura 6a), contrariando os trabalhos acima mencionados. Todavia, é importante destacar que essa diferença, em favor do tratamento com manutenção dos dejetos na superfície do solo, ocorreu apenas nas duas primeiras avaliações realizadas, como mostram os fluxos de C-CO₂ da figura 5a, refletindo-se posteriormente até o final do experimento (Figura 6a).

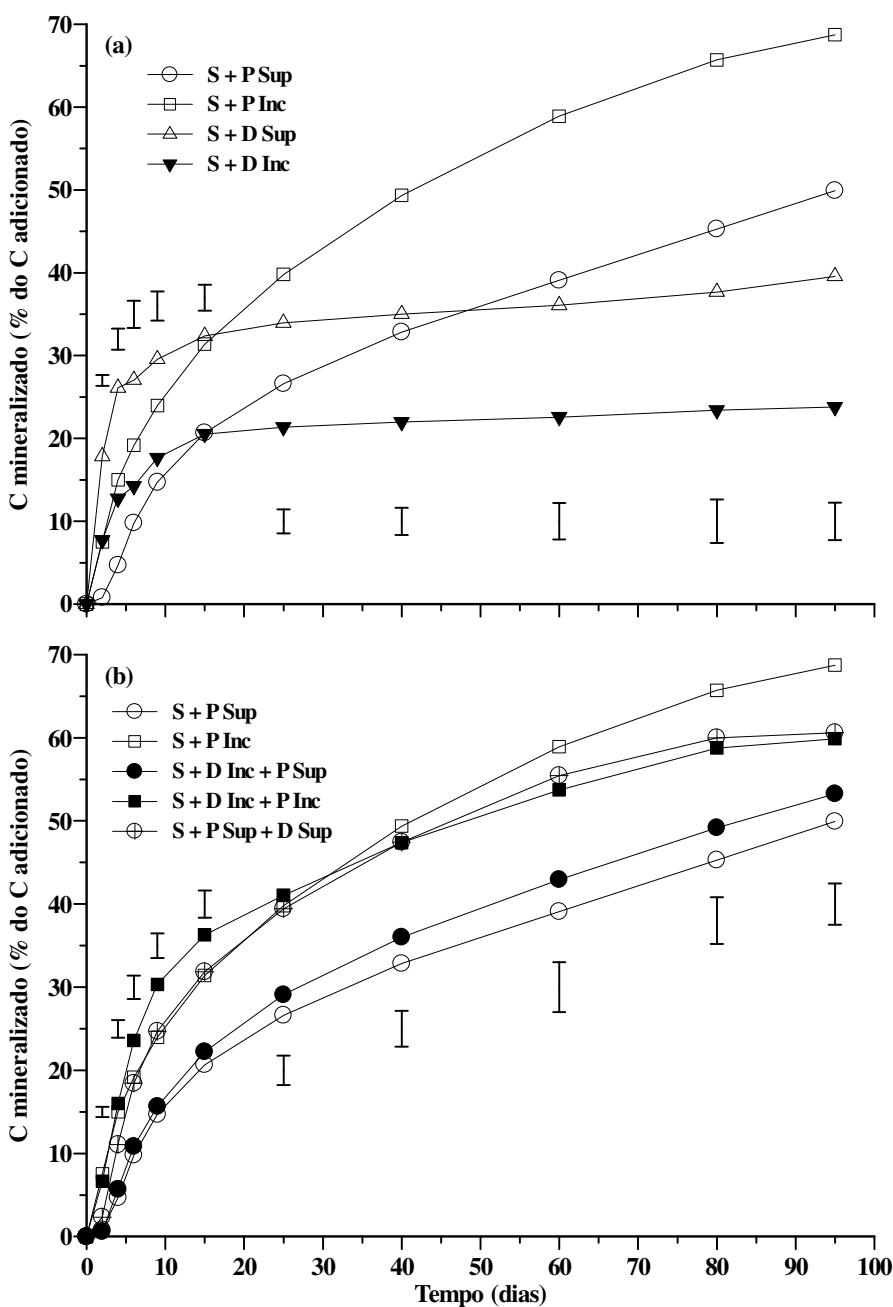


Figura 6 – Mineralização aparente cumulativa do C da palha (P) e dos dejetos (D) utilizados isoladamente (a) e quando a palha foi utilizada isoladamente ou junto com os dejetos (b), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. As barras verticais em cada amostragem indicam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey a 5%.

A mineralização aparente de aproximadamente 34% do C dos dejetos líquidos de suínos em superfície, aos 25 dias do experimento (Figura 6a) é maior do que aquela encontrada no mesmo período de tempo por Marques (2005), em condições de campo, de aproximadamente 30% (410 kg ha^{-1} de C), e daquela encontrada por Aita et al. (2006) de aproximadamente 18% com aplicação de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos (640 kg ha^{-1} de C). Porém, em uma incubação conduzida em laboratório a 25°C , Giacomini (2005) verificou que, em 25 dias, a mineralização do C adicionado com os dejetos líquidos de suínos sem incorporação ao solo chegou a aproximadamente 45% do C adicionado. As diferentes taxas de decomposição dos dejetos encontradas nestes trabalhos podem ser explicadas pelas características dos dejetos e pelas condições experimentais de cada trabalho.

Comparando os dois tratamentos com o uso exclusivo de palha de trigo, observa-se que, contrariamente aos dejetos, a sua incorporação ao solo favoreceu a sua decomposição, já que a quantidade acumulada de C mineralizado em 95 dias no tratamento com palha incorporada foi 19% superior ao tratamento com palha em superfície (Figura 6a). Esse resultado pode ser explicado pela elevada relação C/N da palha (Tabela 1). A sua incorporação ao solo deve ter facilitado o contato entre o C dos resíduos culturais e os microrganismos do solo, além de favorecer a difusão do N mineral do solo até os sítios de decomposição da palha. Após 80 dias de incubação em laboratório, Giacomini (2005) também verificou que a incorporação de palha de aveia ao solo resultou em 9,2% a mais na mineralização do C da palha, em relação ao tratamento em que a palha foi mantida na superfície do solo.

Citando diversos autores, Potthoff et al. (2005) relacionam três benefícios da presença do solo sobre o processo de decomposição de resíduos culturais: a) o solo atua como uma fonte de microrganismos decompositores, os quais irão colonizar mais facilmente os resíduos vegetais quando estes forem incorporados ao solo; b) o solo constitui uma fonte de nutrientes, facilitando aos microrganismos a mineralização, principalmente daqueles resíduos pobres em nutrientes; c) a incorporação dos resíduos vegetais ao solo cria um microclima favorável à sua decomposição, em função da diminuição da amplitude de variação da temperatura e umidade.

Quanto à mineralização aparente do C adicionado ao solo com os materiais orgânicos, observa-se que, com a incorporação, aproximadamente 68% do C adicionado com a palha foi mineralizado em 95 dias contra apenas 24% do C adicionado com os dejetos. Com a

permanência dos materiais na superfície do solo, cerca de 50% do C da palha e 40% do C dos dejetos foi mineralizado até o final de experimento (Figura 6a). Esses valores de mineralização encontrados para a palha de trigo, tanto incorporada quanto na superfície do solo, são próximos aos encontrados por Giacomini (2005) para a palha de aveia nestas mesmas duas modalidades de aplicação da palha e em condições experimentais próximas àquelas do presente trabalho. Já os valores médios de mineralização do C dos dejetos encontrados no presente trabalho, tanto para os dejetos em superfície quanto incorporados, são aproximadamente 50% daqueles encontrados por Giacomini (2005). Tais diferenças podem ser atribuídas, principalmente, às características dos dejetos utilizados em cada trabalho, as quais podem variar desde a alimentação fornecida aos animais até o manejo dado aos dejetos antecedendo sua aplicação no solo.

Na figura 6b é possível destacar alguns resultados interessantes. O primeiro se refere ao efeito da localização do N sobre a decomposição da palha. Para isso é necessário considerar os três tratamentos em que a palha foi distribuída na superfície do solo. Comparando o tratamento em que a palha foi utilizada isoladamente (S + P Sup) ao tratamento em que os dejetos de suínos foram uniformemente incorporados ao solo antes de distribuir a palha na superfície (S + D Inc + P Sup), observa-se que as quantidades de C mineralizadas nestes dois tratamentos foram muito próximas, não diferindo significativamente entre si. Quando a palha foi distribuída na superfície do solo, porém os dejetos foram aplicados sobre a mesma (S + P Sup + D Sup), a mineralização aparente do C da palha ao final do experimento superou a mineralização média dos dois tratamentos anteriormente mencionados em 9%. Tais resultados mostram claramente a importância da localização do N. Quando os dejetos, contendo o N mineral, foram incorporados ao solo, a quantidade de N mineral que chegou até a palha por difusão não foi suficiente para atender a demanda da população microbiana de decompositores. Isso ocorreu somente quando os dejetos foram aplicados juntamente com a fonte de C. Tais resultados, obtidos em condições controladas, mostram que a aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre os resíduos culturais de cereais, com elevada relação C/N poderá aumentar a taxa de decomposição dos mesmos.

Quando o efeito do N sobre a decomposição da palha foi avaliado por Aita et al. (2006) em condições de campo, os autores verificaram que a aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre resíduos culturais de aveia não alterou a taxa de decomposição dos mesmos. Para explicar este resultado, os autores sugeriram duas hipóteses: a primeira refere-se à ocorrência de chuvas logo após a aplicação dos dejetos, o que poderia ter contribuído para a saída do N mineral aplicado para além da camada ativa de decomposição dos resíduos culturais da aveia,

ou seja, da fonte de C aos microrganismos. Os resultados do presente trabalho, mostrando que, na situação da incubação, onde o N mineral aplicado permaneceu juntamente com a fonte de C, houve aumento na decomposição da palha, reforçam a hipótese proposta por Aita et al. (2006) para as condições de campo, envolvendo o uso dos dejetos em plantio direto. A outra hipótese sugerida por Aita et al. (2006) para justificar a ausência de sinergismo entre palha e dejetos foi a de que a permanência dos resíduos culturais de aveia na superfície do solo tenha dificultado o acesso da população microbiana do solo ao C da aveia e ao N mineral dos dejetos. Os resultados do presente trabalho, mostrando que a aplicação dos dejetos juntamente com palha na superfície do solo aumentou a mineralização do C da palha, evidenciam que esta segunda hipótese é pouco provável e que a população microbiana já presente nos resíduos culturais (filosférica) é suficiente para garantir a decomposição da palha, desde que o N mineral necessário à biossíntese microbiana esteja disponível no local onde está ocorrendo a decomposição.

O efeito da localização dos dejetos e da palha sobre a decomposição também foi avaliado por Giacomini (2005) em uma incubação conduzida sob condições semelhantes às daquelas do presente trabalho. O autor constatou que, mesmo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre a palha de aveia não houve aumento na decomposição desta. Neste caso, o autor atribuiu o resultado ao fato da palha de aveia possuir uma relação C/N de 46,5, a qual não foi suficientemente elevada para exigir uma fonte externa de N para atender a demanda em N por parte da população microbiana atuante na decomposição do C disponível.

Outro resultado a destacar na figura 6b refere-se à comparação dos dois tratamentos em que a palha de trigo foi incorporada ao solo. Observa-se que tanto a cinética de mineralização do C quanto as quantidades acumuladas de C mineralizado diferiram entre os dois tratamentos. No tratamento em que a palha e os dejetos foram adicionados juntamente e incorporados ao solo (S + D Inc + P Inc) a mineralização do C, dos 6 até os 15 dias foi mais rápida do que o tratamento onde a palha foi incorporada ao solo na ausência de dejetos (S + P Inc). Após este período houve uma inversão nesta tendência e ao final do experimento a mineralização do C do tratamento com incorporação apenas da palha superou em significativamente aquela do tratamento com incorporação conjunta de palha e dejetos, sendo que a diferença foi de 9%. Era de se esperar o contrário, em que a incorporação ao solo dos dejetos juntamente com a palha, cuja relação C/N era elevada (65,2), favorecesse a mineralização do C. É provável que o contato diferenciado da palha com o solo em função da sua localização, aliado à disponibilidade diferenciada de N tenha afetado a composição e o

metabolismo da população microbiana do solo nos dois tratamentos e, com isso, o rendimento de assimilação do C.

Uma população microbiana com predominância de microrganismos menos eficientes na assimilação do C irá liberar maior quantidade de C-CO₂ do que uma população mais eficiente, considerando-se a decomposição de quantidades equivalentes de compostos carbonados. Fungos, por exemplo, são mais eficientes em assimilar o C do que as bactérias (HOLLAND & COLEMAN, 1987), sendo que um aumento na população dos mesmos pode resultar em menor quantidade de C-CO₂ emitido para uma mesma quantidade de C decomposto. A decomposição da palha depende de uma colonização e crescimento apropriado dos microrganismos que produzam enzimas celulases e hemicelulases, papel bem desenvolvido por algumas espécies de fungos (SWIFT et al., 1979). Holland & Coleman (1987) verificaram que na presença de resíduos na superfície do solo, a biomassa microbiana foi composta por uma maior proporção de fungos, comparada àquela presente no solo onde os resíduos fora incorporados. Esse favorecimento da população de fungos, em detrimento das bactérias, quando os resíduos são deixados na superfície do solo, se deve à capacidade que os fungos possuem de se desenvolver sobre os resíduos e de obterem nutrientes e água do solo através de suas hifas (FREY et al., 2000). Na figura 7 é comparada a presença de fungos entre os dois tratamentos com uso exclusivo de palha de trigo em que se observa maior quantidade de fungos no tratamento com palha em superfície (S + P Sup) do que incorporada ao solo (S + P Inc).

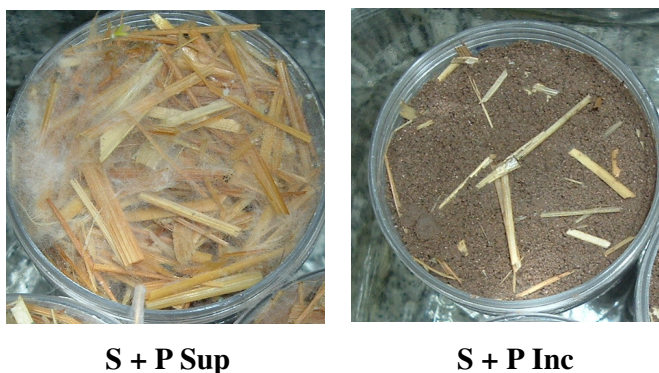


Figura 7 – Fotos dos tratamentos S + P Sup e S + P Inc após 9 dias do início da incubação.

Os resultados obtidos no presente trabalho, com a incorporação conjunta dos dejetos líquidos de suínos com a palha de trigo, contrariam aqueles obtidos em condições de campo por Chantigny et al. (2001) e em condições de laboratório por Saviozzi et al. (1997). Após 28 dias, Chantigny et al. (2001) verificaram que o tratamento onde os dejetos foram incorporados ao solo juntamente com a palha de cevada liberou 26% mais C-CO₂ do que a soma das quantidades de C-CO₂ liberadas pelos tratamentos contendo esses dois materiais orgânicos separadamente. Já Saviozzi et al. (1997) encontraram um aumento de 23% na perda de C-CO₂ após 230 dias, quando dejetos de suínos e palha de trigo foram incubados conjuntamente a 25°C. A relação C/N dos resíduos culturais, que foi de 79,6 no trabalho de Saviozzi et al. (1997), o grau de moagem dos mesmos e o tipo de solo em cada situação, especialmente no que se refere à disponibilidade inicial em N, podem explicar estas diferenças.

Esse conjunto de resultados obtidos no presente trabalho, os de Aita et al. (2006) e os de Giacomini (2005) evidenciam que para resíduos culturais pobres em N (alta relação C/N) a permanência do N mineral junto ao C dos resíduos culturais aumenta a taxa de decomposição destes quando deixados na superfície do solo, favorecendo a emissão de C-CO₂ para a atmosfera. Já os resíduos culturais incorporados ao solo, mesmo aqueles com relação C/N elevada, terão sua taxa de decomposição relacionada à disponibilidade de N do solo. Apenas em solos pobres em matéria orgânica e, conseqüentemente, em N disponível, é de esperar que a adição de N mineral, seja através dos dejetos ou fertilizantes minerais, favoreça a mineralização do C dos resíduos, quando incorporados ao solo.

4.2.3 Mineralização real cumulativa do C da palha de trigo

A utilização da palha de trigo, cujo carbono foi enriquecido com o isótopo ¹³C, permitiu a estimativa da mineralização real do C da palha, tanto nos tratamentos em que ela foi utilizada isoladamente quanto naqueles em que ela foi utilizada juntamente com os dejetos.

Comparando a mineralização aparente do C, estimada através da liberação de C-CO₂ (Figura 6b), e a mineralização real, estimada através da liberação de ¹³C-CO₂ (Figura 8), apenas dos tratamentos contendo palha de trigo, observa-se que ambas as formas de cálculo da mineralização apresentaram um padrão relativamente semelhante. Apenas os dois

tratamentos em que a palha foi incorporada ao solo, com (S + D Inc + P Inc) e sem (S + P Inc) dejetos, apresentaram um comportamento diferenciado segundo a forma de cálculo. Observa-se na figura 6b que, aos 95 dias, o tratamento com o uso exclusivo de palha (S + P Inc) apresentou maior mineralização aparente do C da palha. Já a mineralização real do C apresentou valores semelhantes nos dois tratamentos (Figura 8). Essa diferença pode estar ligada à ocorrência de efeito “priming” diferenciado entre ambos os tratamentos, o que interfere no cálculo da mineralização aparente do C, como será discutido a seguir. Porém, é difícil explicar porque o possível efeito “priming” teria ocorrido apenas no tratamento com o uso exclusivo de palha e não no tratamento com adição conjunta de palha e dejetos incorporados ao solo. Além disso, por que esse efeito ocorreria apenas nas quatro últimas amostragens realizadas?

Observa-se, ainda, na figura 8, que, em conformidade ao observado com a mineralização aparente, a mineralização real da palha, quando deixada na superfície do solo, também foi favorecida pela aplicação dos dejetos líquidos de suínos. Ao final do experimento, aproximadamente 9% a mais do C da palha foi mineralizado quando os dejetos foram aplicados sobre a mesma.

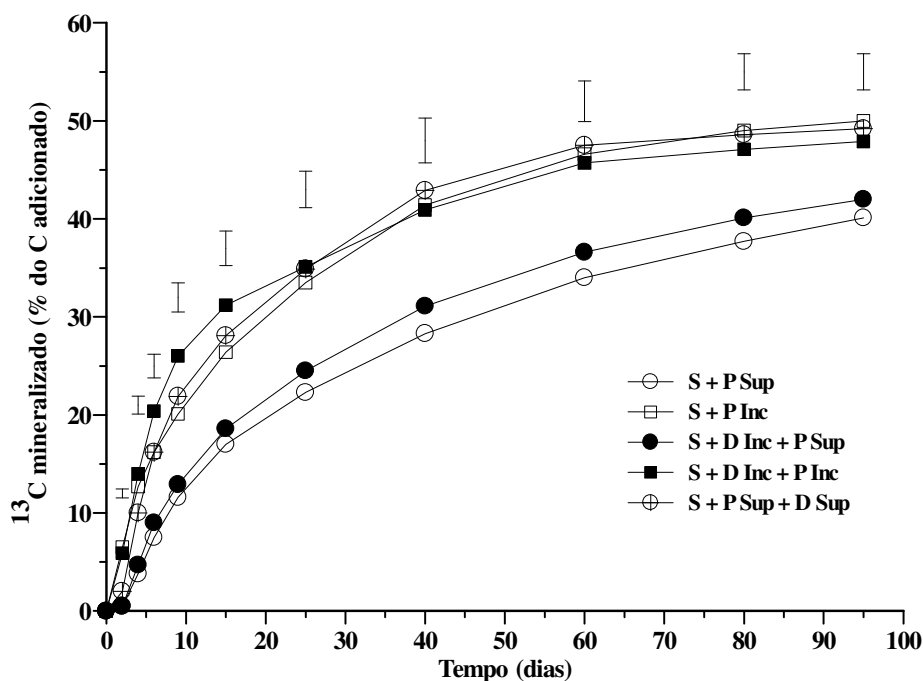


Figura 8 - Mineralização real da palha de trigo nos tratamentos em que a palha foi utilizada isoladamente ou em conjunto com os dejetos (D), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. As barras verticais em cada amostragem indicam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey a 5%.

Outro aspecto interessante a ser comparado entre a figura 6b e a figura 8 refere-se aos valores cumulativos de mineralização do C da palha. Observa-se que, em todas as amostragens e em todos os tratamentos, os valores da mineralização aparente do C da palha, calculada por diferença, são superiores aos valores da mineralização real, calculada por traçagem isotópica ^{13}C . Comparando, por exemplo, o tratamento com incorporação da palha e dos dejetos ao solo (S + D Inc + P Inc) observa-se que a mineralização aparente do C da palha aos 25 e aos 95 dias foi de 41 e 60%, respectivamente, enquanto a mineralização real do C nestas mesmas datas foi de 35 e 48%. Tais resultados estão em acordo ao observado por Robin (1994), ao estudar, em laboratório, a decomposição de uma palha de centeio enriquecida com ^{13}C , por Aita (1996) ao avaliar, na França e em condições de campo, a decomposição da mesma palha de ^{13}C -trigo utilizada no presente trabalho e também por Perele & Munch (2005) ao adicionarem, em laboratório, resíduos culturais de ^{13}C -mostarda em dois tipos de solo. No trabalho de Robin (1994), a mineralização aparente superou a mineralização real da palha em 27% após 50 dias de incubação enquanto no trabalho de Aita (1996) essa diferença foi de 24% aos 100 dias.

Os maiores valores encontrados para a mineralização aparente do C, quando comparada à mineralização real, encontrados no presente trabalho e naqueles anteriormente mencionados, têm sido atribuídos ao aumento da mineralização basal do carbono do solo, principalmente quando resíduos orgânicos facilmente decomponíveis, como adubos verdes e palha, são adicionados (KUZUYAKOV et al., 2000). Essa evolução adicional de CO_2 , denominada de efeito “priming”, por Bingeman et al. (1953), se deve ao estímulo da população microbiana do solo a qual é reativada pela adição de materiais orgânicos e acelera a decomposição da matéria orgânica do solo (MOS). A baixa qualidade da MOS limitaria a quantidade de energia para os microrganismos do solo e, por consequência, a mineralização da MOS. A energia e os nutrientes liberados pelos materiais orgânicos adicionados aumentariam a atividade microbiana geral do solo causando o efeito “priming”. Todavia a adição ao solo de compostos orgânicos facilmente assimiláveis, como glicose e frutose induziram pouco ou nenhum aumento na mineralização da MOS, quando comparados a compostos mais complexos, como celulose e palha de trigo (BINGEMAN et al., 1953; DALBERG & JAGER, 1989; SHEN & BARTHA, 1997), evidenciando que outros fatores podem estar envolvidos no aumento da decomposição da MOS pela adição de materiais orgânicos.

Outra hipótese proposta por Dalberg & Jager (1989) é que essa produção extra de CO₂ provém da reciclagem do C da biomassa microbiana, a qual é mais intensa quando materiais orgânicos facilmente decomponíveis são adicionados ao solo. Mary et al. (1993) enfatizaram que se o efeito “priming” resultasse apenas da mineralização da matéria orgânica nativa não viva do solo, ele deveria ser acompanhado de uma mineralização suplementar de N proveniente desta matéria orgânica. Porém estes autores não encontraram esta mineralização suplementar de N ao avaliarem a decomposição de glicose no solo. Portanto, essa hipótese da aceleração na reciclagem da matéria orgânica devido ao aumento da atividade ou da quantidade de biomassa microbiana, reforçada pelos resultados de Perelo & Munch (2005) e pela revisão apresentada por Kuzyakov et al. (2000), parece ser a causa mais provável, embora não exclusiva, para justificar o efeito “priming” positivo.

Mais recentemente, Fontaine et al. (2003), relataram que os mecanismos responsáveis pelo efeito “priming” são muito mais complexos do que comumente se acredita. Estes autores propuseram um modelo conceitual sobre o efeito “priming”, baseados em resultados contraditórios disponíveis na literatura e adotando o conceito de competição nutricional, segundo o qual, após a adição de resíduos orgânicos ao solo, muitos microrganismos crescem rapidamente e produzem enzimas específicas para degradar somente estes resíduos orgânicos. Os autores postularam que o efeito “priming” resulta da competição pela aquisição de energia e nutrientes entre os microrganismos especializados, que decompõem os resíduos orgânicos adicionados ao solo, e aqueles que decompõem a matéria orgânica polimerizada do solo.

O uso de materiais orgânicos enriquecidos com isótopos do C (¹⁴C e ¹³C) e do N (¹⁵N) constitui uma estratégia interessante para melhor compreender os mecanismos envolvidos no efeito “priming”, relativo ao C e ao N (KUZYAKOV et al., 2000). Estudos nesta área devem ser intensificados haja vista a importância da MOS como fonte de nutrientes às plantas durante a sua decomposição microbiana, como integrante fundamental da qualidade do solo (estrutura do solo e resistência à erosão) e também como o principal reservatório de carbono do sistema biosfera/atmosfera (FONTAINE et al., 2003). Em função da implicação da agricultura no aquecimento global, é fundamental uma melhor compreensão do efeito “priming” a fim de selecionar aquelas práticas agrícolas que façam o solo funcionar mais como um reservatório de CO₂ do que como uma fonte de CO₂ à atmosfera.

Para melhor ilustrar o possível efeito “priming” positivo verificado no presente trabalho, tanto nos tratamentos com o uso exclusivo de palha como naqueles com o uso de palha e dejetos, foi construída a figura 9, comparando a mineralização real e a mineralização aparente. Comparando os tratamentos com o uso apenas da palha (Figura 9a) observa-se que

desde o início do experimento a mineralização aparente foi maior do que a mineralização real e que a diferença aumentou gradativamente ao longo do experimento. Ao final da incubação, aos 95 dias, a mineralização aparente do tratamento em que a palha foi incorporada ao solo superou a mineralização real em 19%. Para o tratamento em que a palha foi mantida na superfície do solo essa diferença foi de 10%. Para os três tratamentos em que a palha e os dejetos foram utilizados conjuntamente (Figuras 9a, 9b e 9c), o efeito “priming” entre eles foi próximo e, em média, de 12%.

Um aspecto interessante a destacar é que essa diferença entre as duas modalidades de cálculo da mineralização do C da palha também pode ser atribuída a outros fatores que não ao efeito “priming”. Problemas metodológicos envolvendo tanto a captura incompleta do C-CO₂ como as medidas isotópicas do ¹³C não podem ser descartadas.

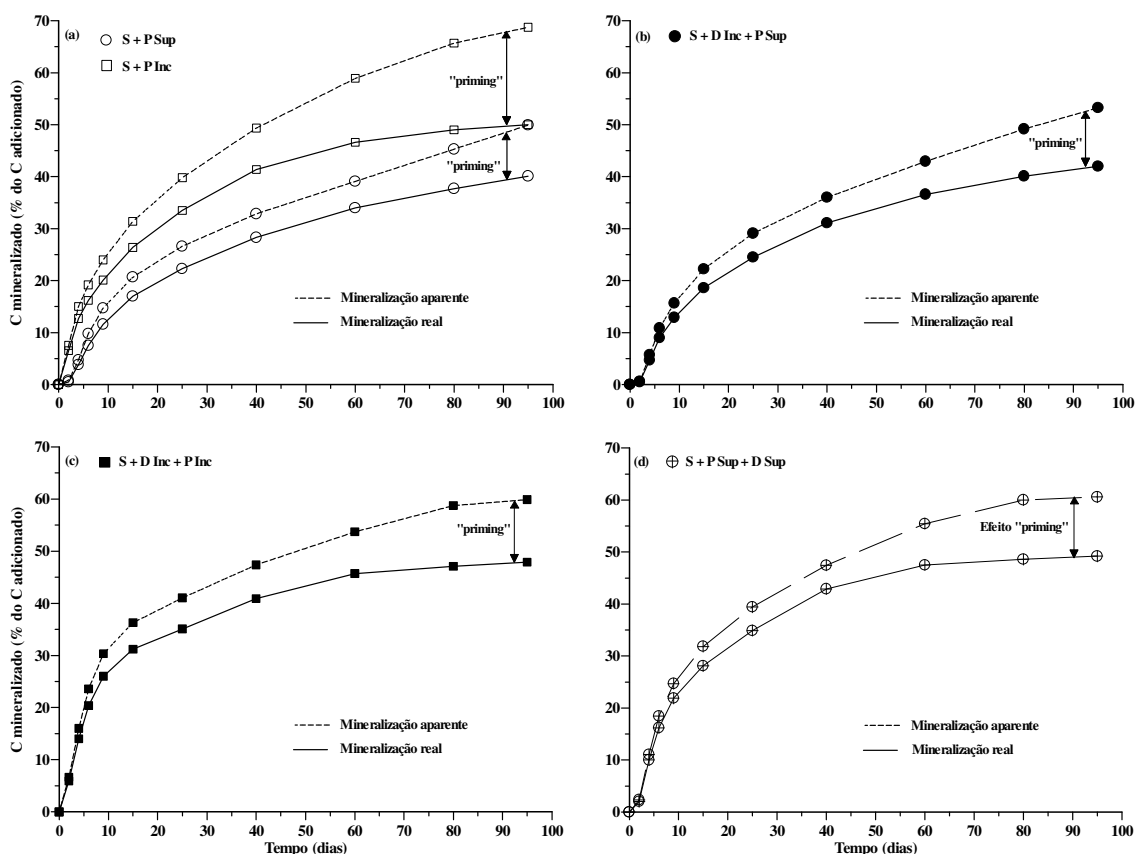


Figura 9 – Mineralização aparente (C-CO₂) e real (¹³C-CO₂) do C da palha de trigo nos tratamentos com uso exclusivo de palha (a), com a incorporação dos dejetos ao solo antes de distribuir a palha na superfície do solo (b), com a incorporação conjunta de dejetos e palha (c) e com palha e dejetos na superfície do solo (d). Em cada figura, a diferença entre a mineralização aparente e real está indicada como “priming”.

Na figura 8 percebe-se claramente que naqueles tratamentos em que, provavelmente, houve limitação de N (S + P Sup e S + D Inc + P Sup), a mineralização do C da palha ocorreu mais lentamente e a taxas mais constantes do que nos tratamentos sem limitação de N, seja pela incorporação da palha (S + P Inc), da palha mais dejetos (S + D Inc + P Inc) ou da aplicação dos dejetos sobre a palha na superfície do solo (S + P Sup + D Sup). Tais resultados evidenciam que a limitação na disponibilidade de N aos microrganismos decompositores contribui ao aumento da retenção de C nos resíduos culturais. Em trabalhos futuros, seria interessante avaliar a emissão de $^{13}\text{C-CO}_2$ por um período de tempo maior a fim de verificar se a quantidade de C mineralizado da palha nos tratamentos com limitação de N alcançaria aquela dos tratamentos sem limitação de N e quanto tempo seria necessário para isto.

4.3 Quantidades remanescentes de matéria seca e de ^{13}C na palha de trigo e no solo

A evolução das quantidades de matéria seca de palha de trigo mostrou um comportamento clássico, com uma diminuição mais acentuada na fase inicial de decomposição seguida de uma fase cuja diminuição da matéria seca remanescente foi mais lenta (Figura 10). Observa-se, também, que a variabilidade dos valores encontrados foi maior nos tratamentos em que a palha foi incorporada ao solo. Isto decorre da dificuldade em recuperar a palha do solo, especialmente nos estádios mais avançados da decomposição e também do fato da palha ficar gradativamente mais impregnada com solo.

Comparando-se as quantidades remanescentes de matéria seca ao final do experimento entre os tratamentos com e sem incorporação da palha ao solo percebe-se que, na média dos tratamentos, a distribuição da palha na superfície resultou em 18,5% mais matéria seca remanescente, comprovando a importância do plantio direto na proteção do solo contra os agentes erosivos, especialmente da ação erosiva das chuvas.

As curvas relativas às quantidades remanescentes de ^{13}C presentes na palha de trigo (Figura 11a) apresentaram uma conformação semelhante àquela mostrada na figura 10, para as quantidades de matéria seca. Os primeiros 25 dias correspondem ao período em que ocorreu a maior diminuição nas quantidades remanescentes de ^{13}C . Ao final deste período, a quantidade média de ^{13}C remanescente dos três tratamentos em que a palha permaneceu na superfície do solo foi 24% superior aos dois tratamentos em que a palha foi incorporada. Ao

final do experimento, a quantidade média de ^{13}C presente nos tratamentos com incorporação da palha foi 22% menor do que a palha em superfície. Tais resultados mostram que além da proteção do solo, a manutenção da palha em superfície, no plantio direto, contribui ao aumento na retenção de C no solo, em relação ao preparo convencional em que os resíduos são incorporados ao solo através de aração e gradagens.

Comparando os dados das figuras relativas à mineralização do C, tanto a mineralização aparente (Figura 6) quanto a real (Figura 8) com os dados da figura 11a, relativa às quantidades remanescentes de ^{13}C na palha, percebe-se que há uma boa coerência entre estes resultados. Os tratamentos com palha em superfície, sem o uso de dejetos (S + P Sup) e com aplicação de dejetos antecedendo a distribuição da palha (S + D Inc + P Sup) foram aqueles que apresentaram menor mineralização aparente e real do C e que apresentaram maiores quantidades remanescentes de ^{13}C na palha na maioria das avaliações realizadas (Figura 11a). Já o tratamento com aplicação dos dejetos líquidos sobre a palha (S + P Sup + D Sup) apresentou a maior mineralização aparente do C da palha (Figura 6) e tendência a maior mineralização real (Figura 8) dos três tratamentos com palha e menores quantidades de ^{13}C na palha (Figura 11a).

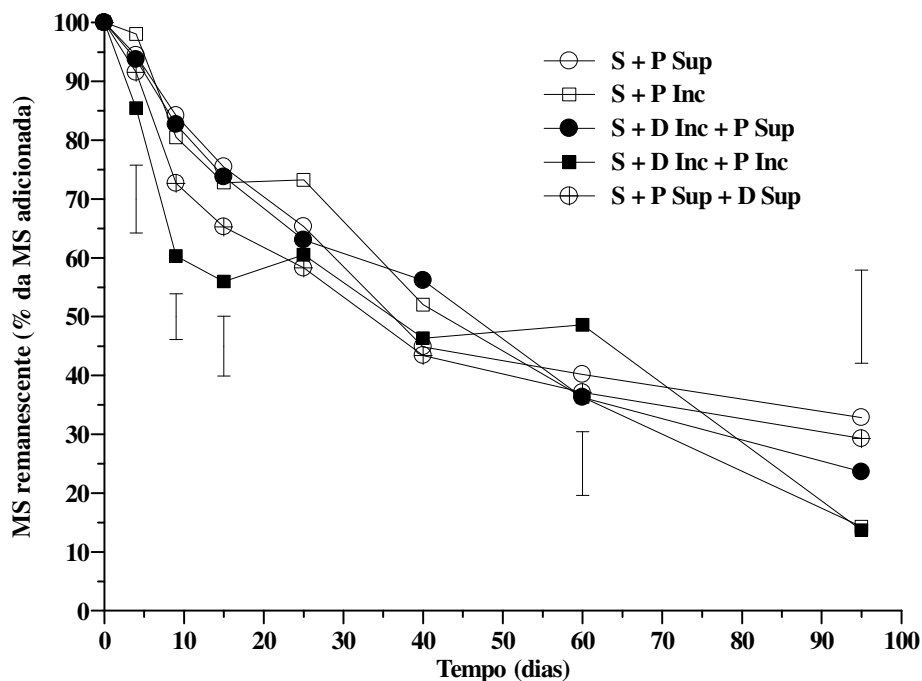


Figura 10 – Matéria seca remanescente nos tratamentos em que a palha (P) foi utilizada isoladamente e em conjunto com os dejetos (D), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. Nas datas em que houve diferença significativa (Tukey a 5%) entre os tratamentos, ela está representada pelas barras verticais.

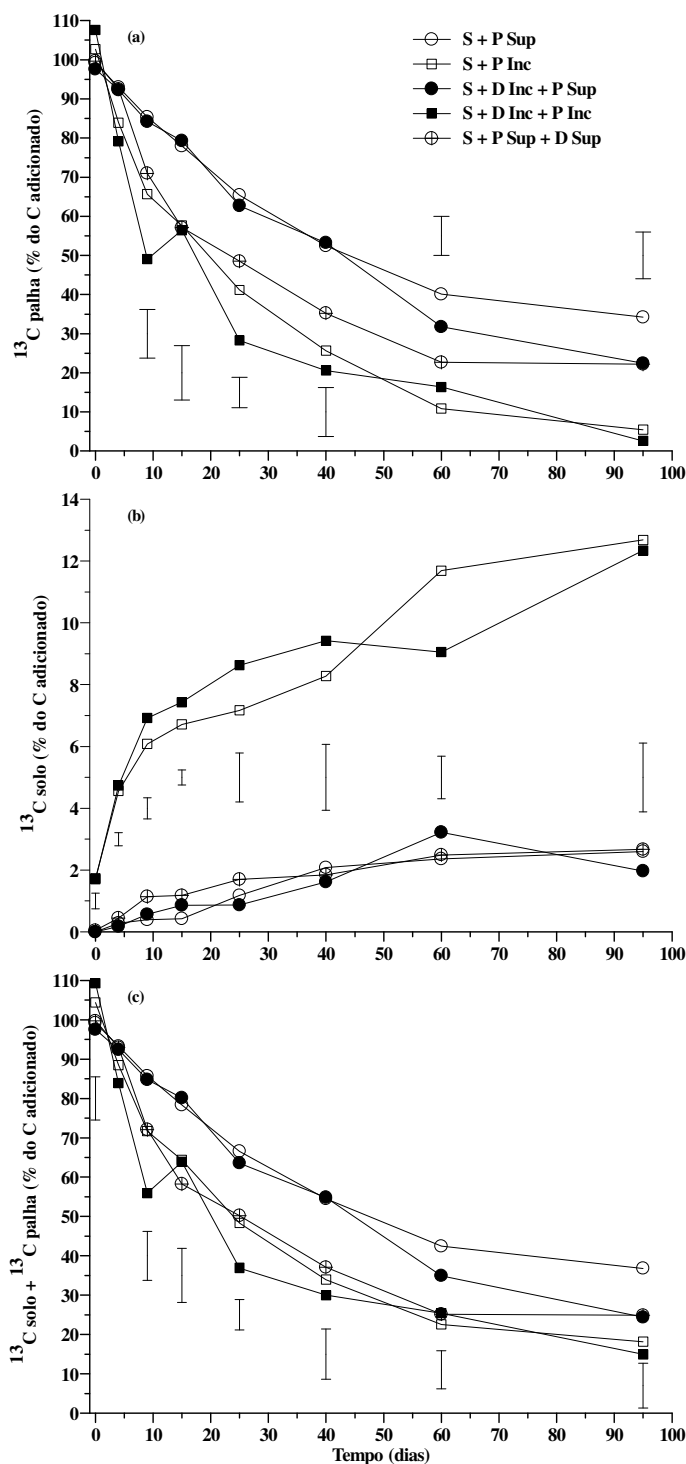


Figura 11 - ^{13}C remanescente na palha (a), no solo (b) e no solo + palha (c) nos tratamentos em que a palha (P) foi utilizada isoladamente e em conjunto com os dejetos (D), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. Nas datas em que houve diferença significativa (Tukey a 5%) entre os tratamentos, ela está representada pelas barras verticais.

Durante a decomposição dos resíduos culturais pelos microrganismos do solo, parte do C é assimilada para a biossíntese e parte do C é convertida em C-CO₂ durante o processo de produção de energia. Outra fração do C permanece no solo em formas não decompostas, em metabólitos microbianos e em substâncias humificadas. Na figura 11b, em que é mostrada a proporção do ¹³C adicionado com a palha e que foi encontrado no solo, observa-se que os dois tratamentos com incorporação da palha de trigo apresentaram os maiores valores de ¹³C no solo. Três aspectos podem explicar este resultado. O primeiro, válido, principalmente, para a fase inicial do experimento, se refere ao aparecimento no solo do C solúvel em água. É provável que a incorporação da palha tenha facilitado a difusão desta fração de C, a qual apareceu rapidamente no solo, já que a primeira avaliação foi feita apenas duas horas após a incorporação da palha. A segunda hipótese para o aumento do ¹³C no solo pode estar relacionada ao fato da incorporação da palha ter favorecido a imobilização microbiana de C, a presença no solo de metabólitos microbianos e/ou a humificação do C da palha. Em experimento conduzido a campo e em laboratório por Perelo & Munch (2005) a incorporação ao solo de resíduos culturais de mostarda (*Sinapis alba*) enriquecida com ¹³C resultou em aumento de cerca de 50% na quantidade de C-biomassa microbiana em relação à testemunha, porém a quantidade máxima de C-biomassa derivada do C da mostrada, foi de apenas 13 a 16% da quantidade de C adicionado. Este aumento do C biomassa proporcionado pela mostrada ocorreu 8 dias após a incorporação da mesma ao solo. A terceira causa provável para a maior quantidade remanescente de ¹³C encontrada no presente trabalho no solo nos dois tratamentos com a incorporação da palha se refere à dificuldade crescente em separar manualmente a palha do solo, à medida que aumenta o seu grau de decomposição. A palha que por ventura permanecer nas amostras, será computada como ¹³C do solo.

Quando se considera a quantidade total de C remanescente (¹³C palha + ¹³C solo) observa-se na figura 11c que há uma inversão em relação à ordem dos tratamentos da figura 11b. Os tratamentos com incorporação da palha, que resultaram em maiores quantidades remanescentes de ¹³C no solo, foram os que apresentaram menor quantidade de ¹³C total, enquanto os tratamentos com palha em superfície apresentaram os maiores valores de ¹³C total remanescente. Tais resultados se devem à menor decomposição da palha quando deixada na superfície do solo, principalmente na ausência de dejetos (S + P Sup) ou quando os dejetos foram incorporados ao solo antes de distribuir a palha (S + D Inc + P Sup). Ao final do experimento, as quantidades totais de C remanescente da palha variaram de 4%, na média dos dois tratamentos com incorporação da palha a 34% no tratamento com uso exclusivo de palha na superfície do solo (S + P Sup). Estes valores de C remanescente com a incorporação da

palha são cerca de três vezes menores do que o valor encontrado por Perelo & Munch (2005) para resíduos de mostarda. Ao incorporar os resíduos culturais de mostarda em dois tipos de solo estes autores encontram no solo, após 98 dias de incubação a 14°C, cerca de 50% do C adicionado. Tais diferenças podem ser atribuídas à composição bioquímica distinta dos diferentes resíduos culturais e também ao menor valor da temperatura de incubação, a qual afeta a atividade da população microbiana de decompositores.

4.4 Balanço de ^{13}C

Uma das principais vantagens do uso de resíduos vegetais enriquecidos com isótopos do C (^{14}C ou ^{13}C) está ligada ao fato de poder seguir o destino do C dos resíduos no solo. Na figura 12 é mostrada a recuperação do ^{13}C da palha de trigo nos diferentes tratamentos, separando o ^{13}C encontrado na palha, no solo e na forma de $^{13}\text{C-CO}_2$ em todas as amostragens realizadas. Observa-se que a recuperação do ^{13}C adicionado apresentou duas fases distintas em todos os tratamentos. A primeira, até os 15 dias, onde o valor médio de recuperação do ^{13}C da palha dos cinco tratamentos atingiu 97% e a segunda fase, dos 25 dias até o final do experimento, onde a recuperação do ^{13}C aplicado ao solo com a palha diminuiu para 76%.

Para os tratamentos em que a palha foi aplicada em superfície o valor médio de recuperação do ^{13}C aplicado ao solo, dos 25 dias até o final do experimento, foi de 79%. Neste mesmo período, para os tratamentos com incorporação da palha, o índice de recuperação do ^{13}C foi de 72%. Esse menor valor de recuperação do ^{13}C observado para os tratamentos com palha incorporada em relação aos tratamentos com palha em superfície pode ser atribuído principalmente à dificuldade em separar manualmente e recuperar a palha do solo. Por outro lado a baixa recuperação do ^{13}C dos tratamentos com palha em superfície (79%), em que a mesma é facilmente separada do solo, sugere que o déficit do balanço do ^{13}C esteja ligado à captura incompleta do C- CO_2 liberado, principalmente quando o período entre avaliações da evolução do C- CO_2 foram mais longos. Esta hipótese, também é sugerida por Darwis (1993), trabalhando em condições de campo. A probabilidade de que o problema esteja relacionado à quantificação do excesso em ^{13}C no $\text{Ba}^{13}\text{CO}_3$ por espectrometria de massa é pouco provável. Isto porque a cada série de análises são incluídos padrões para detectar possíveis desvios nos valores de ^{13}C .

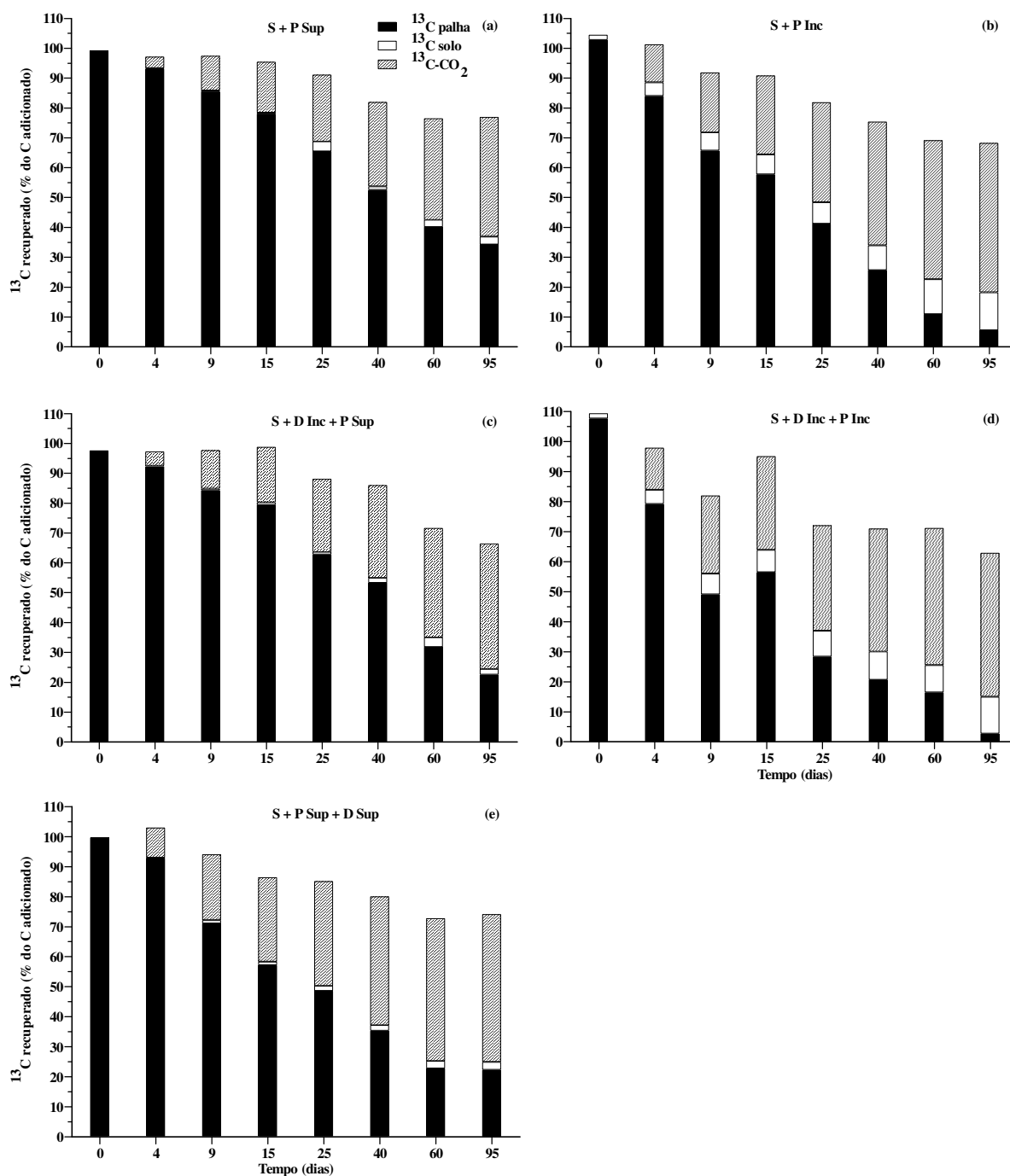


Figura 12 – Recuperação do ^{13}C adicionado ao solo com palha de trigo nos tratamentos em que a palha (P) foi utilizada isoladamente e em conjunto com os dejetos (D), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo.

A recuperação incompleta do ^{13}C adicionado ao solo com resíduos vegetais enriquecidos com ^{13}C também tem sido verificada em outros trabalhos. Aita (1996) trabalhando em condições de campo no norte da França e com a mesma palha de trigo

utilizada no presente trabalho, porém incorporada ao solo, verificou que após 17 dias a soma das quantidades de $^{13}\text{C-CO}_2$ e de ^{13}C no solo e na palha remanescente foi 16% inferior à quantidade de ^{13}C adicionada com a palha. O déficit de ^{13}C aumentou gradativamente ao longo do tempo atingindo 28% ao final de 371 dias. Também em condições de campo no norte da França, Darwis (1993) incorporou ao solo 3.128 kg ha^{-1} de C com uma palha de trigo enriquecida com ^{13}C e verificou que após 408 dias cerca de 30% da quantidade de ^{13}C que desapareceu do solo não foi encontrada sob a forma de $^{13}\text{C-CO}_2$. As causas mais prováveis evocadas por estes autores para explicar a recuperação apenas parcial do ^{13}C adicionado ao solo com a palha foram a captura incompleta do C- CO_2 pela solução de NaOH e a lixiviação, para além da camada de solo amostrada, de ^{13}C sob a forma de H^{13}CO_3 . No presente trabalho pode-se descartar a possibilidade de ter ocorrido perda de ^{13}C por lixiviação já que o sistema de incubação adotado era fechado. Portanto, a hipótese mais provável para o ^{13}C que não foi encontrado é a captura incompleta do C- CO_2 liberado já que os resultados mostram uma relação inversa entre quantidades de C- CO_2 liberadas nos diferentes tratamentos (Figuras 5 e 7) e a recuperação do ^{13}C aplicado com a palha (Figura 12). Todavia, contrariamente ao presente trabalho, Trinsoutrot et al. (2000b) encontraram uma recuperação média de 94,9% do ^{13}C aplicado ao solo com talos de colza (*Brassica napus* L.) em uma incubação conduzida durante 168 dias a 15°C . Os autores analisaram continuamente a liberação de $^{13}\text{C-CO}_2$ e em cinco épocas (7, 21, 35, 105 e 168 dias) as quantidades remanescentes de ^{13}C no solo. É importante destacar que neste trabalho os talos da colza foram finamente moídos (<1mm) antes de adicioná-los ao solo o que deve ter facilitado a recuperação do ^{13}C presente nos resíduos vegetais. Tais resultados evidenciam a necessidade de conduzir novos estudos visando identificar as causas deste déficit de ^{13}C tanto em condições de campo como em laboratório.

Os resultados do presente estudo indicam que apesar da elevada relação C/N (65,2) da palha de trigo, a sua mineralização aumentou apenas quando ela foi mantida na superfície do solo e os dejetos suínos foram aplicados sobre a mesma. Nessa condição, em que o contato da palha com o solo é deficiente, a presença do N mineral dos dejetos favoreceu a população microbiana heterotrófica, responsável pela decomposição da palha. Com o maior contato da palha com o solo, pela sua incorporação, os microrganismos atenderam sua demanda biossintética em N a partir da mineralização da palha e da matéria orgânica do solo, independentemente do N aplicado com os dejetos. Ao final do experimento, o balanço de ^{13}C ($^{13}\text{C-palha} + ^{13}\text{C-solo} + ^{13}\text{C-CO}_2$), indicou um déficit que, do ^{13}C aplicado com a palha, que,

provavelmente, se deve à captura incompleta do $^{13}\text{C-CO}_2$ liberado e à dificuldade em recuperar completamente a palha nos tratamentos em que ela foi incorporada ao solo.

5 CONCLUSÕES

1. A mineralização do C da palha de trigo superou aquela dos dejetos de suínos e a incorporação dos materiais orgânicos ao solo aumentou apenas a mineralização do C da palha.
2. Nos tratamentos com palha de trigo, com e sem dejetos, a mineralização aparente do C da palha (C-CO₂) foi superior à mineralização real ($^{13}\text{C-CO}_2$) evidenciando a ocorrência de efeito “priming” positivo.
3. O balanço final de ^{13}C ($^{13}\text{C-palha} + ^{13}\text{C-solo} + ^{13}\text{C-CO}_2$) indicou um déficit de 24% da quantidade de ^{13}C aplicado com a palha de trigo.
4. A adição de N mineral, através dos dejetos de suínos, favoreceu a mineralização do C da palha somente quando o contato da palha com o solo foi deficiente, pela sua permanência na superfície do solo, e o N aplicado com os dejetos foi mantido junto aos sítios de decomposição.
5. Quando o contato entre o solo e a palha foi favorecido pela sua incorporação, a adição de N pelos dejetos não aumentou a mineralização do C da palha, indicando que a demanda em N dos microrganismos foi atendida pelo N proveniente da mineralização da palha e da MOS.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIVEN, S. et al. 2002 Impact of residue quality and location in soil on the C and N mineralization of residues from cropping systems from cerrados (Brazil). In **Proceedings of XVII World Congress of soil Science**. pp 800.0 – 800.10. Bangkok, Thailand.

ASSOCIAÇÃO DE CRIADORES DE SUÍNOS DA REGIÃO SUL – ACSURS – Disponível em: <http://www.acsurs.com.br>. Acesso em janeiro de 2006.

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

AITA, C.; RECOUS, S.; ANGERS, D.A. Short-term kinetics of residual wheat straw C and N under field conditions: Characterization by $^{13}\text{C}^{15}\text{N}$ tracing and soil particle size fractionation. **European Journal of Soil Science**, v.48, p.283-294, 1997.

AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.601-612, 2003.

AITA, C. et al. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p.149-161, 2006.

ALMEIDA, A.C.R. **Uso associado de esterco líquido de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura do milho**. 2000. 144f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2000.

ANGERS, D.A.; RECOUS, S. Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. **Plant and Soil**, v.189, p.197-203, 1997.

BASSO, C. J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação de dejetos líquidos de suínos**. 2003. 125f. Tese (Doutor em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

BINGEMAN, C.W.; VARNER, J.E.; MARTIN, W.P. The effect of the addition of organic materials on the decomposition of an organic soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.29, p.692-696, 1953.

BREMMER, E.; van HOUTON, W.; van KESSEL, C. Carbon dioxide evolution from wheat and lentil residues as affected by grinding, added nitrogen, and the absence of soil. **Biology and Fertility of Soils**, v.11, p.221-227, 1991.

CARGNIN, R.H.O. **Biotransformações do nitrogênio no solo durante a decomposição de palha de trigo e dejetos líquidos de suínos**. 2007. 59f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

CHANTIGNY, M.H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, A. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. **Canadian Journal of Soil Science**, v.81, p.131-137, 2001.

CHRISTENSEN, B.T. Barley straw decomposition under field conditions: Effect of placement and initial nitrogen content on weight loss and nitrogen dynamics. **Soil Biology and Biochemistry**, v.18, p.532-529, 1986.

COCHRAN, V.L.; HORTON, K.A.; COLE, C.V. An estimation of microbial death rate and limitations of N or C during wheat straw decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v.20, p.293-298, 1988.

COGLE, A.L., SAFFIGNA, P.G., STRONG, W.M. Carbon transformation during wheat straw decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v.21, p.367-372, 1989.

COPPENS, F. **Water, carbon and nitrogen dynamics in soil: influence of crop residue location and quality**. 2005. 203f. Tese de Doutorado – Katholieke Universiteit Leuven, Leuven. 2005.

DA ROS, C.O. **Plantas de inverno para cobertura do solo e fornecimento de nitrogênio ao milho em plantio direto**. 1993. 85f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1993.

DALENBERG, J.W.; JAGER, G. Priming effect of some organic additions to ¹⁴C-labelled soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.21, p.443-448, 1989.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. Manejo de dejetos de suínos. Boletim Informativo (BIPERS). EMBRAPA e EMATER. n. 11, ano 7, março.1998, 33p.

DARWIS, D. **Effet des modalités de gestion de la paille de blé sur l'évolution du carbone et l'azote au cours de sa décomposition dans le sol.** Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Université Paris VI, Paris, 1993.

DENDOOVEN, L. et al. Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v.27, p.5-8, 1998.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Brasília: Embrapa-SPI/Embrapa-CNPS, 1999. 412p.

FLESSA, H.; BEESE, F. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. **Journal of Environmental Quality**, v.29, p.262-268, 2000.

FONTAINE, S.; MARIOTTI A.; ABBADIE L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? **Soil Biology and Biochemistry**, v.35, p.837-843, 2003.

FRANCHI, E.A.G. **Dinâmica do nitrogênio no solo e produtividade de milho, aveia e ervilhaca com o uso de dejetos de suínos em sistema de plantio direto.** 2001. 70f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2001.

FREY, S. D. et al. Fungal translocation as a mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v.32, p.689-698, 2000.

FU, S. et al. Soil Carbon dynamics of conventional tillage and no-till agroecosystems at Georgia Piedmont- HSB-C Models. **Ecological Modelling**, v. 131, p.229-248, 2000.

GALLET, C.; LEBRETON, P. Evolution of phenolic patterns in plants and associated litters and húmus of a mountain forest ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v.27, p.157-166, 1995.

GIACOMINI, S.J. **Consortiação de plantas de cobertura no outono/inverno e fornecimento de nitrogênio ao milho em sistema plantio direto.** 2001. 124f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2001.

GIACOMINI, S.J. **A avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solo com o uso de dejetos de suínos.** 2005. 247f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

HARPER, S.H.T. A critical comparison of methods to monitor the decay rate of straw in field soils. **Journal of Soil Science**, v.40, p.675-683, 1989.

HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M.; SWIFT, M.J. Plant litter quality and decomposition: An historical overview. In: CADISCH, G. & GILLER, K.E. (org.) *Driven by nature: plant litter quality and decomposition.* London: CAB INTERNATIONAL, 1997. p. 3-30.

HOLLAND, E.A.; COLEMAN, D.C. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. **Ecology**, v.69, p.425-433, 1987.

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.

KONZEN, E.A. et al. **Manejo de esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho.** Sete Lagoas: EMBRAPA-CNPMS, 1997. 31p. (EMBRAPA-CNPMS. Circular Técnica 25).

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, v.32, p.1485-1498, 2000.

MARQUES, M. G. **Transformações do carbono e do nitrogênio no solo e produção de aveia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto.** 2005. 83f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

MARY, B. et al. C and N cycling during decomposition of root mucilage, roots and glucose in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.25, p.1005-1014, 1993.

MARY, B. et al. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. **Plant and Soil**, v.81, p.71-82, 1996.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. *Microbiologia e bioquímica do solo.* Lavras, Editora da UFLA, 2002. 626p.

MORVAN, T.; LETERME, P. Short term carbon e nitrogen transformations following pig and cattle slurry incorporation in soil. In: CONTRIBUTION AU COLLOQUE RAMIRAN,1998, Rennes. **Anais...** Rennes: [s.n.], 1998. p. 26-28.

MORVAN, T. **Quantification et modélisation dès flux d'azote resultant de l'épandage de lisier.** 1999. 157f. Tese (Thèse de Docteur). Université Paris 6, Paris, 1999.

NICOLARDOT, B.; RECOUS, S.; MARY, B. Simulation of C and N mineralization during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C/N ratio of the residues. **Plant and Soil**, v.228, p.83-103, 2001.

OLIVEIRA, P.A.V. Sistema de produção de suínos em cama sobreposta "deep bedding". In: Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura, 9., 2001, Gramado. **Anais...** Gramado-RS. 2001. p. 44-45.

PARKER. D.T. Decomposition in the field of buried and surface-applied cornstalk residue. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.26, p.559-562, 1962.

PERELO, L.W.; MUNCH, J.C. Microbial immobilisation and turnover of ¹³C labelled substrates in two arable soils under field and laboratory conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v.37, p.2263-2272, 2005.

PORT, O. **Uso de dejetos de suínos em sistema de plantio direto: volatilização de amônia, N mineral no solo, fornecimento de nutrientes e produtividade de plantas de cobertura e de milho.** 2002. 113f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002.

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos líquidos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 7, p. 857-865, jul. 2003.

POTTHOFF, M.; JOERGENSEN, R.G.; WOLTERS, V. Short-term effects of earthworm activity and straw amendment on the microbial C and N turnover in a remoistened arable soil after summer drought. **Soil Biology and Biochemistry**, v.33, p.583-591, 2001.

POTTHOFF, M. et al. Dynamics of maize (*Zea mays* L.) leaf straw mineralization as affected by the presence of soil and the availability of nitrogen. **Soil Biology and Biochemistry**, v.37, p.1259-1266, 2005.

RECOUS, S.; et al. Soil inorganic N Availability: effect on maize residue decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v.27, p.1529-1538, 1995.

ROBIN, D. **Effet de la disponibilité de l'azote sur les flux bruts de carbone et d'azote au cours de la décomposition des résidus végétaux dans le sol**. Paris, Institut National Agronomique Paris-Grignon, Sciences Agronomiques, 1994. 201p. (Tese de Doutorado).

REINERTSEN, S.A. et al. Role of available carbon and nitrogen in determining the rate of wheat straw decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v.16, p.459-464, 1984.

ROCHETTE, P. et al. Maize Residue Decomposition Measurement Using Soil Surface Carbon Dioxide Fluxes and Natural Abundance of Carbon-13. **Soil Science Society of American Journal**, v.63, p.385-1396, 1999.

ROCHETTE, P. et al. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. **Soil Science Society of America Journal**, v.68, p.1410-1420, 2004

RODRIGO, A. et al. Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: comparison of nine models. **Ecological Modelling**, v.102, p.325-339, 1997.

SAVIOZZI, A. et al. Role of chemical constituents of wheat straw pig slurry on their decomposition in soil. **Biology and Fertility of Soils**, v.25, p.401-406, 1997.

SÉBASTIEN, F.; MARIOTTI, A.; ABBADIE, L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? **Soil Biology and Biochemistry**, v.35, p.837-843, 2003.

SHEN, J.K.; BARTHA, R. Priming effect of glucose polymers in soil-based biodegradation tests. **Soil Biology and Biochemistry**, v.29, p.1195-1198, 1997.

SHERER, E.E.; AITA, C.; BALDISSERA, I.T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis: EPAGRI, 1996. 46 p. (Boletim Técnico, 79).

SCHERER, E.E. **Utilização de esterco de suínos como fonte de nitrogênio: bases para produção dos sistemas milho/feijão, em cultivos de sucessão**. Florianópolis: EPAGRI, 1998, 46p. (Boletim Técnico, 99).

SULEMAN, D. **Effect des modalités de gestion de la paille de blé sur l'évolution du carbone et de l'azote au cours de sa décomposition dans le sol.** Paris, Institut National Agronomique Paris-Grignon, 1993. 196p. (Tese de Doutorado).

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W. & ANDERSON, J.M. *Decomposition in terrestrial ecosystem.* Oxford, Blackwell, 1979. 372p.

SYLVIA, D.M.; et al. *Principles and Applications of Soil Microbiology.* New Jersey: Prentice Hall, 1998. p. 550.

TEDESCO, M.J et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais.** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico,5).

TRINSOUTROT, I.; et al. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics non limiting nitrogen conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v.32, p.918-929, 2000a

TRINSOUTROT, I.; et al. C and N fluxes of decomposing ^{13}C and ^{15}N *Brassica napus* L.: effects of residue composition and N content. **Soil Biology and Biochemistry**, v.32, p.1717-1730, 2000b

VANLAUWE, B. et al. Residue quality and decomposition: An unsteady relationship. In: CADISCH G. & GILLER, K.E. (org) **Driven by nature: plant and litter quality and decomposition.** London: University of London; CAB INTERNATIONAL, 1997, p. 157-166.

VORONEY, R.P.; PAUL, E.A.; ANDERSON, D.W. Decomposition of straw and stabilization of microbial products. **Canadian Journal of Soil Science**, v.69, p.169-175, 1989.

WHITEHEAD, D.C. *Grassland Nitrogen.* Ed. Cab Internacional. Wallingford,1995. 397p.

WESSEN, B.; BERG, B. Long-term decomposition of barley straw: Chemical changes in growth of fungal mycelium. **Soil Biology and Biochemistry**, v.18, p.53-59, 1986.

YANG, X.M. et al. Influence of composts and liquid pig manure on CO₂ and N₂O emissions from a clay loam soil. **Canadian Journal of Soil Science**, v.72, p.395- 401, 2002.

7 ANEXOS

ANEXO 1 – Excesso isotópico em ^{13}C do C-CO₂

Tratamentos	Tempo após incubação (dias)									
	2	4	6	9	15	25	40	60	80	95
S + P Sup	0,71%	1,45%	1,60%	1,50%	1,44%	1,41%	1,42%	1,21%	1,11%	1,07%
	0,63%	1,48%	1,61%	1,53%	1,55%	1,33%	1,31%	1,21%	1,09%	1,05%
	0,62%	1,55%	1,65%	1,54%	1,53%	1,31%	1,26%	1,16%	1,00%	1,10%
	0,67%	1,50%	0,61%	1,43%	1,40%	1,34%	1,26%	1,23%	1,14%	1,05%
Média	0,66%	1,49%	1,37%	1,50%	1,48%	1,35%	1,31%	1,20%	1,09%	1,07%
S + + P Inc	1,58%	1,59%	1,47%	1,47%	1,41%	1,36%	1,21%	0,93%	0,92%	0,63%
	1,58%	1,50%	1,47%	1,43%	1,45%	1,38%	1,21%	1,17%	0,76%	0,46%
	1,56%	1,58%	1,44%	1,41%	1,42%	1,42%	1,43%	1,07%	0,59%	0,50%
	1,58%	1,62%	1,71%	1,43%	1,45%	1,36%	1,25%	0,95%	1,05%	0,97%
Média	1,57%	1,57%	1,52%	1,43%	1,43%	1,38%	1,27%	1,03%	0,83%	0,64%
S + D Inc + P Sup	0,34%	1,31%	1,34%	1,29%	1,30%	1,28%	1,32%	1,22%	1,14%	1,11%
	0,48%	1,37%	1,39%	1,35%	1,27%	1,33%	1,30%	1,07%	0,93%	0,85%
	0,39%	1,34%	1,50%	1,40%	1,44%	1,40%	1,31%	1,17%	1,07%	0,95%
	0,45%	1,29%	1,55%	1,32%	1,37%	1,32%	1,35%	1,19%	1,14%	1,04%
Média	0,41%	1,32%	1,44%	1,34%	1,34%	1,34%	1,32%	1,16%	1,07%	0,99%
S + D Inc + P Inc	1,41%	1,49%	1,60%	1,43%	1,33%	1,17%	1,38%	0,95%	0,86%	0,62%
	1,36%	1,51%	1,51%	1,36%	1,34%	1,21%	1,04%	1,36%	0,82%	0,57%
	1,43%	1,54%	1,54%	1,46%	1,29%	1,13%	1,35%	1,22%	0,69%	0,54%
	1,34%	1,59%	1,52%	1,46%	1,30%	1,20%	1,07%	0,88%	0,78%	0,69%
Média	1,38%	1,53%	1,54%	1,43%	1,32%	1,18%	1,21%	1,10%	0,79%	0,61%
S + P Sup + D Sup	0,71%	1,56%	1,49%	1,46%	1,40%	1,34%	1,42%	1,21%	0,86%	0,67%
	0,67%	1,52%	1,59%	1,67%	1,36%	1,42%	1,45%	0,96%	0,55%	0,41%
	0,75%	1,57%	1,55%	1,46%	1,41%	1,38%	1,40%	0,94%	0,54%	0,47%
	0,61%	1,47%	1,55%	1,68%	1,42%	1,43%	1,52%	1,37%	0,66%	0,54%
Média	0,68%	1,53%	1,54%	1,57%	1,40%	1,39%	1,45%	1,12%	0,65%	0,52%

ANEXO 2 – Excesso isotópico em ^{13}C no solo durante a incubação

Tratamentos	Tempo após incubação (dias)							
	0	4	9	15	25	40	60	95
S + P Sup	-0,022%	-0,017%	-0,017%	-0,015%	-0,006%	-0,008%	0,000%	0,006%
	-0,021%	-0,019%	-0,018%	-0,017%	-0,012%	0,008%	0,002%	0,006%
	-0,021%	-0,019%	-0,017%	-0,018%	0,055%	0,002%	0,010%	0,009%
Média	-0,021%	-0,018%	-0,017%	-0,017%	0,012%	0,001%	0,004%	0,007%
S + + P Inc	-0,005%	0,028%	0,038%	0,046%	-0,014%	0,060%	0,103%	0,095%
	0,001%	0,025%	0,042%	0,048%	0,053%	0,062%	0,103%	0,111%
	-0,005%	0,024%	0,042%	0,047%	0,049%	0,068%	0,092%	0,115%
Média	-0,003%	0,026%	0,040%	0,047%	0,029%	0,064%	0,100%	0,107%
S + D Inc + P Sup	-0,022%	-0,020%	-0,015%	-0,012%	-0,012%	0,004%	0,013%	-0,004%
	-0,021%	-0,019%	-0,016%	-0,013%	-0,010%	-0,011%	0,011%	0,005%
	-0,022%	-0,019%	-0,015%	-0,013%	-0,015%	-0,007%	0,011%	-0,002%
Média	-0,022%	-0,019%	-0,015%	-0,012%	-0,012%	-0,005%	0,011%	0,000%
S + D Inc + P Inc	-0,003%	0,025%	0,042%	0,053%	0,056%	0,067%	0,077%	0,004%
	-0,006%	0,026%	0,049%	0,052%	0,075%	0,087%	0,068%	0,091%
	-0,004%	0,024%	0,048%	0,049%	0,061%	0,063%	0,072%	0,116%
Média	-0,004%	0,025%	0,046%	0,051%	0,064%	0,072%	0,072%	0,070%
S + P Sup + D Sup	-0,022%	-0,017%	-0,009%	-0,008%	-0,010%	-0,005%	0,011%	0,117%
	-0,019%	-0,017%	-0,011%	-0,010%	-0,008%	0,003%	-0,002%	0,003%
	-0,015%	-0,003%	0,009%	0,011%	0,015%	0,023%	0,027%	0,064%
Média	-0,022%	-0,017%	-0,017%	-0,015%	-0,006%	-0,008%	0,000%	0,006%

ANEXO 3 – Excesso isotópico ^{13}C na palha durante a incubação

Tratamentos	Tempo após incubação (dias)							
	0	4	9	15	25	40	60	95
S + P Sup	2,019%	2,02%	2,02%	2,10%	2,01%	2,00%	1,97%	2,01%
	1,996%	2,00%	2,02%	1,95%	2,01%	1,98%	1,99%	2,00%
	2,020%	2,02%	2,01%	1,95%	2,00%	1,99%	1,99%	2,00%
Média	2,012%	2,012%	2,016%	2,001%	2,007%	1,988%	1,986%	2,006%
S + + P Inc	2,019%	2,02%	2,02%	2,06%	1,96%	1,89%	1,84%	1,76%
	2,018%	2,01%	2,02%	2,06%	1,98%	1,94%	1,82%	1,70%
	2,011%	2,02%	2,01%	1,95%	1,97%	1,93%	1,86%	1,48%
Média	2,016%	2,014%	2,016%	2,021%	1,969%	1,919%	1,838%	1,646%
S + D Inc + P Sup	2,017%	2,01%	2,05%	2,14%	2,01%	1,99%	1,98%	1,99%
	2,019%	2,02%	2,04%	2,14%	2,01%	2,00%	1,97%	1,98%
	2,013%	2,02%	1,97%	1,92%	2,01%	1,99%	1,97%	2,00%
Média	2,016%	2,015%	2,018%	2,067%	2,008%	1,994%	1,972%	1,991%
S + D Inc + P Inc	1,999%	2,01%	1,96%	2,13%	1,97%	1,90%	1,86%	1,94%
	2,019%	2,01%	1,96%	2,11%	1,96%	1,89%	1,82%	1,59%
	2,006%	2,00%	2,01%	2,49%	1,95%	1,89%	1,82%	1,77%
Média	2,008%	2,007%	1,977%	2,244%	1,960%	1,894%	1,833%	1,766%
S + P Sup + D Sup	1,993%	2,00%	1,86%	1,89%	1,84%	1,86%	1,70%	1,80%
	1,999%	1,99%	1,98%	1,86%	1,82%	1,76%	1,84%	1,88%
	1,987%	1,99%	1,92%	1,87%	1,84%	1,84%	1,86%	1,78%
Média	1,993%	1,995%	1,921%	1,871%	1,833%	1,822%	1,803%	1,817%