



doi: <https://doi.org/10.36812/pag.20212713-13>

## ARTIGO ORIGINAL

### Atividade microbiana e permanência de resíduos vegetais em função de sua composição e disposição no solo

Décio Scholles<sup>1</sup>, Bruno Brito Lisboa<sup>2</sup> , Jackson Freitas Brilhante de São José<sup>2</sup> , Luciano Kayser Vargas<sup>2\*</sup> 

**Resumo** - O presente trabalho teve como objetivos quantificar a decomposição de resíduos de culturas de verão com composições distintas, mantidos na superfície ou incorporados ao solo, avaliar a atividade microbiana e o teor de nitrogênio mineral no solo, bem como estabelecer relações entre estes processos. Avaliou-se a velocidade de decomposição dos resíduos de milho, guandu e da sua mistura, além da liberação de C-CO<sub>2</sub> e do teor de nitrogênio mineral no solo com adição destes resíduos. A velocidade de decomposição dos resíduos foi maior nos primeiros 30 dias, sendo acelerada pela incorporação. O resíduo de milho incorporado ao solo apresentou decomposição mais intensa. Os teores de nitrogênio mineral no solo foram maiores com a adição de resíduo de guandu, indicando a ocorrência de mineralização líquida com a adição do resíduo de leguminosa. A menor decomposição do resíduo de guandu, em relação ao resíduo de milho, indica que a presença de compostos recalcitrantes pode ser mais importante do que a relação C:N para determinar a taxa de degradação de um resíduo.

**Palavras-chave:** Taxa de decomposição. Mineralização de N. Imobilização de N. Respiração microbiana.

### Microbial activity and permanence of plant residues as affected by their composition and disposition in the soil

**Abstract** - The current research aimed to quantify the decomposition of summer crop residues with different compositions, kept on the surface or incorporated into the soil, as well as to evaluate the microbial activity and the mineral nitrogen content in the soil and to establish relationships between these processes. The decomposition of the residues of corn, pigeon pea and its mixture was evaluated, in addition to the release of C-CO<sub>2</sub> and the mineral nitrogen content in the soil with the addition of these residues. The decomposition of the residues was greater in the first 30 days, being accelerated by the incorporation. The corn residue incorporated into the soil showed a more intense decomposition. The levels of mineral nitrogen in the soil were higher with the addition of pigeon pea residue, indicating the occurrence of liquid mineralization with the addition of the legume residue. The lower decomposition of pigeonpea residue, compared to corn residue, indicates that the presence of recalcitrant compounds may be more important than the C: N ratio to determine the rate of degradation of a residue.

**Key words:** Decomposition rate. N mineralization. N immobilization. Microbial respiration.

<sup>1</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Ciência do Solo, Av. Bento Gonçalves 7200, 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Diagnóstico e Pesquisa Agropecuária (DDPA), Rua Gonçalves Dias, 570. CEP 90130-060, Porto Alegre, RS, Brasil. \* Autor para correspondência: E-mail [luciano-kayser@agricultura.rs.gov.br](mailto:luciano-kayser@agricultura.rs.gov.br).





## Introdução

Os resíduos culturais que permanecem no solo após a colheita dos grãos possuem um papel fundamental nos ciclos internos do carbono e do nitrogênio. Da adição de resíduos ao solo e de sua taxa de degradação, dependem o teor e a qualidade da matéria orgânica do solo, bem como a ciclagem e a disponibilidade dos nutrientes. Além disso, a cobertura do solo por resíduos da cultura anterior é fundamental para a conservação do solo, protegendo-o contra perdas por erosão (FORTE *et al.*, 2019). Assim, sistemas de culturas que promovem um maior aporte de resíduos culturais elevam os teores de matéria orgânica do solo (BAYER *et al.*, 2006). Mas, além da quantidade, a qualidade também é determinante, de modo que resíduos culturais com diferentes composições afetam a formação da matéria orgânica do solo (LI *et al.*, 2019) e a permanência dos resíduos no solo (CERETTA *et al.*, 2002) de modo distinto.

De um modo geral, resíduos de leguminosas possibilitam o aporte de nitrogênio ao solo por meio da fixação biológica de nitrogênio em simbiose com rizóbios. No entanto, mesmo que a produção de fitomassa seja alta, os resíduos são degradados muito rapidamente, não cumprindo satisfatoriamente a tarefa de proteção do solo. Os resíduos de leguminosas apresentam relação C:N mais baixa do que os resíduos de gramíneas, além de diferenças na composição dos carboidratos resultando em diferentes taxas de degradação e alterações na população microbiana (MARY *et al.* 1996; GUNNARSSON *et al.*, 2008). Broder e Wagner (1988) verificaram uma taxa de decomposição alta para um resíduo de soja, com perda de 68% de sua massa após 32 dias. No mesmo período, resíduos de milho e de trigo perderam 42 e 47% de sua massa, respectivamente.

Já as gramíneas apresentam como vantagens a rusticidade, cobrindo o solo rapidamente, e a facilidade para a obtenção de sementes (DONEDA *et al.*, 2012). Como desvantagem, está a possibilidade de imobilização de nitrogênio do solo durante a decomposição de resíduos com alta relação C:N (VARGAS *et al.*, 2005). Em função das características das espécies, a consorciação de gramíneas e leguminosas pode ser uma alternativa para equilibrar a velocidade de decomposição e disponibilidade de nitrogênio (DONEDA *et al.*, 2012).

Além da espécie vegetal, a forma com que os resíduos são dispostos é um dos fatores que determinam a sua taxa de degradação. Os resíduos mantidos na superfície do solo comumente apresentam degradação mais lenta, em decorrência do menor contato entre o solo e os resíduos. Jahanzad *et al.* (2016) avaliando a decomposição de resíduos de rabanete, ervilha forrageira e centeio, constataram que todos os resíduos foram mais rapidamente degradados quando incorporados ao solo, em comparação com sua manutenção na superfície. De modo semelhante, Coppens *et al.* (2006) observaram que, após nove semanas de incubação, quase 60% do carbono do resíduo de colza incorporado ao solo havia sido degradado, resultando também em imobilização de nitrogênio em relação ao solo sem aplicação de resíduos. Quando o resíduo foi mantido na superfície do solo, a degradação foi cerca de três vezes menor e observou-se aumento na disponibilidade de nitrogênio.

O presente trabalho teve como objetivos quantificar a decomposição de resíduos de culturas de verão com composições distintas, mantidos na superfície ou incorporados ao solo, avaliar a atividade respiratória microbiana e o teor de nitrogênio mineral no solo, bem como estabelecer relações entre estes processos.





## Material e Métodos

A decomposição dos resíduos foi avaliada a campo, em canteiros de 1,0 m x 2,0 m, em um Argissolo Vermelho-Amarelo, com delineamento experimental completamente casualizado, e três repetições. Os resíduos vegetais foram colocados em sacos de tecido sintético poroso de malha 0,5 mm (*litter bags*). Foram utilizados *litter bags* com dimensões de 15 x 15 cm. Em cada *litter bag* foram colocados 11,25 g de resíduo de milho, de guandu ou de uma mistura de 50% de cada uma das espécies, equivalentes a 5.000 kg ha<sup>-1</sup> de matéria seca. O resíduo de folhas de milho apresentava em sua composição 42% de carbono e 1,6% de nitrogênio, enquanto o resíduo de guandu apresentava 48% de carbono e 2,7% de nitrogênio quando da instalação do experimento. Em cada parcela foram colocados 14 *litter bags* contendo um tipo de resíduo ou a sua mistura, sendo sete colocados na superfície do solo e sete incorporados a 10 cm de profundidade. Aos 15, 30, 60, 90, 120, 150 e 360 dias após a instalação do experimento, foram retirados um saco incorporado e um superficial de cada parcela para a avaliação da massa seca remanescente. O resíduo remanescente foi seco em estufa com circulação de ar, a 60 °C por 96 h e pesado em balança de precisão.

Um segundo experimento foi instalado em laboratório, também com delineamento experimental completamente casualizado, e três repetições, com os mesmos tratamentos. Para as avaliações da liberação de C-CO<sub>2</sub> e do teor de nitrogênio mineral (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), os resíduos foram mantidos na superfície ou incorporados ao solo em frascos de incubação, hermeticamente fechados, e mantidos em temperatura ambiente. Os valores de C-CO<sub>2</sub> produzidos em cada tratamento foram descontados da respiração basal do solo, estimada por um tratamento testemunha (solo sem adição de resíduos), e avaliados aos 7, 14, 19, 45 e 120 dias de incubação. A produção de C-CO<sub>2</sub> foi estimada por meio da titulação de NaOH remanescente com HCl, conforme descrito por Vargas e Scholles (2000). De forma semelhante, os teores de nitrogênio mineral no solo em cada tratamento foram comparados com os do tratamento testemunha, aos 60 dias de incubação, e determinados por extração com KCl 1 mol L<sup>-1</sup> e destilação após a adição de MgO e liga de Devarda (TEDESCO *et al.*, 1995).

Os dados das variáveis estudadas foram submetidos à análise de variância, analisados segundo delineamento experimental completamente casualizado com três repetições e um delineamento de tratamentos fatorial com três níveis do fator tipos de resíduo e dois níveis de disposição dos resíduos no solo. As médias foram comparadas pelo teste de Duncan, ao nível de significância de 5%. Para a estimativa das taxas de degradação dos resíduos, utilizou-se uma regressão com modelo de decaimento exponencial negativo de primeira ordem (KARBERG *et al.*, 2008) determinada com auxílio do aplicativo SigmaPlot 11.0.

## Resultados e Discussão

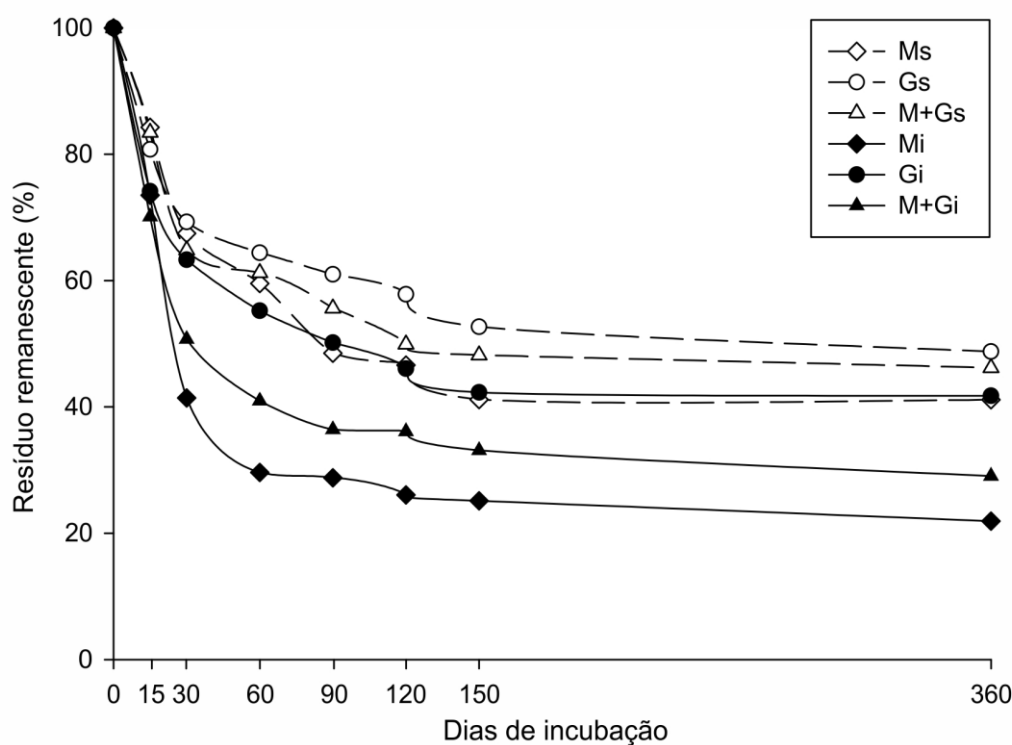
A decomposição dos resíduos, ao longo de 360 dias, foi influenciada tanto pela espécie vegetal quanto pela forma de disposição no solo (Figura 1), de modo que apenas na última avaliação não foi observada interação significativa entre os dois fatores. Em todas as avaliações, os resíduos incorporados apresentaram degradação mais rápida do que os mantidos na superfície do solo, independente da espécie vegetal. Coppens *et al.* (2007)





afirmam que o contato limitado dos resíduos com o solo, geralmente associado à baixa disponibilidade de nitrogênio, resulta em redução na taxa de decomposição dos resíduos quando mantidos na superfície. A incorporação, ao contrário, aumenta o contato entre solo e resíduo, acelerando sua decomposição.

Aos 15 dias, quando os resíduos foram incorporados, não houve diferença entre a quantidade de resíduo remanescente de milho (73,51%) e de guandu (74,13%), enquanto que a mistura desses resíduos apresentou porcentagem significativamente menor de resíduo remanescente (70,13%). Quando mantidos em superfície, os resíduos de guandu tiveram menor permanência (80,77%) do que os resíduos de milho (84,27%) e da mistura (83,44%), que não diferiram entre si (Figura 1).



**Figura 1.** Porcentagem de resíduo remanescente de milho (M), guandu (G) e sua mistura (M+G) mantidos na superfície (s) ou incorporados (i) ao solo.

Na segunda avaliação, aos 30 dias, quando incorporados ao solo, os resíduos apresentaram diferenças significativas entre si. A partir desta avaliação, os resíduos de milho passaram a apresentar maior degradação (41,43% de resíduos remanescentes), seguido pela mistura (50,73% de resíduos remanescentes), enquanto que os resíduos de guandu tiveram a menor degradação (63,30% de resíduos remanescentes). Em superfície, a porcentagem de resíduo remanescente de guandu (69,28%) foi significativamente maior do que a da mistura (64,81%), enquanto que os resíduos de milho tiveram permanência intermediária (67,45%), não diferindo das demais. Para todos os tipos de resíduos, a incorporação resultou em degradação significativamente maior do que a manutenção na superfície (Figura 1).



O mesmo comportamento foi observado aos 60 dias. Aos 90, a única variação ocorreu quando os resíduos foram mantidos em superfície: os resíduos de milho tiveram percentagem de resíduo remanescente significativamente menor do que os outros dois tratamentos, que não diferiram entre si. Aos 120 e aos 150 dias, tanto quando incorporados quanto mantidos em superfície, observou-se que a porcentagem de permanência dos resíduos seguiu a ordem  $\text{guandu} > \text{mistura} > \text{milho}$  (Figura 1).

Ao final do experimento, não se observou interação, apenas efeito simples dos dois fatores de variação, tipos de resíduo e disposição no solo. Assim, aos 360 dias, os resíduos incorporados foram degradados mais intensamente do que os mantidos na superfície, apresentando 33,65% e 46,03% de resíduo remanescente, respectivamente, na média dos tipos de resíduo. Na média das formas de disposição no solo, os resíduos de milho apresentaram 33,59% de resíduo remanescente, significativamente menor do que guandu (45,25%) e do que a mistura dos resíduos (40,66%), os quais não diferiram entre si (Figura 1).

A decomposição dos resíduos foi mais intensa nos primeiros 30 dias. Os resíduos de milho incorporados ao solo, por exemplo, haviam perdido quase 60% de sua massa seca inicial, com 41,25% de massa remanescente. Ao final do experimento, a perda chegou a quase 80% da massa inicial, uma redução de pouco menos de 20 pontos percentuais ao longo de mais 330 dias, resultando em 21,92% de resíduos remanescentes. Sabe-se que a perda de massa é maior nos primeiros dias, quando a microbiota do solo utiliza as frações lábeis do resíduo. Esta fração, representada por açúcares, proteínas, amidos e celulose, é decomposta em menos de um ano, enquanto que outras frações mais recalcitrantes, como lignina, celulose e hemicelulose, podem levar vários anos para serem decompostas (JENKINSON e RAYNER, 1977; FORTES *et al.*, 2012, PAUL *et al.*, 2016). Broder e Wagner (1988), em um experimento a campo, verificaram taxa de decomposição alta para resíduo de soja, com perda de 68% de sua massa após 32 dias. No mesmo período, resíduos de milho e trigo perderam 42 e 47% de sua massa, respectivamente. Além de uma menor relação C:N, a degradação mais rápida do resíduo de soja está associada a uma maior concentração de carboidratos solúveis em água.

Esta dinâmica típica da degradação de resíduos pode ser descrita por um modelo de decaimento exponencial negativo de primeira ordem, possibilitando a estimativa de sua taxa de degradação ao longo do tempo (KARBERG *et al.*, 2008). Para todos os tratamentos, as equações de regressão se ajustaram com coeficientes de determinação altamente significativos (Tabela 1). Ao longo do ano, as taxas de degradação variaram entre 0,092% (resíduo de guandu em superfície) e 0,207% (resíduo de milho incorporado ao solo) ao dia. Nota-se, portanto, que os resíduos da leguminosa, com relação C:N 17,78, apresentaram menor taxa de degradação do que os da gramínea (C:N 26,15). Embora, como regra geral, resíduos com menor relação C:N estejam associados a maiores taxas de degradação (BERTOL *et al.*, 2004; TEIXEIRA *et al.*, 2012), a presença de compostos recalcitrantes, como polifenóis e lignina pode reduzir a degradação do resíduo, assim como, de modo inverso, altas concentrações de compostos solúveis podem acelerar a degradação de resíduos, mesmo com relação C:N mais elevada (CARVALHO *et al.*, 2012). A composição química dos resíduos afeta a eficiência de utilização do substrato pelos microrganismos, de modo que os resíduos de maior qualidade resultam em alta





relação anabolismo/catabolismo o que resulta na maior produção de produtos microbianos e maior degradação dos resíduos (COTRUFO *et al.*, 2013). Inversamente, os resíduos de menor qualidade diminuem a baixa relação anabolismo/catabolismo, reduzindo a eficiência de utilização do substrato pela população microbiana e, conseqüentemente, a taxa de degradação dos resíduos.

**Tabela 1.** Equações de regressão exponencial da porcentagem de resíduo remanescente de guandu (G), milho (M) e sua mistura (M+G) mantidos na superfície (s) ou incorporados (i) ao solo.

Tratamentos	Decaimento exponencial	R <sup>2</sup>	P
Gs	$y = 98,814e^{-0,092x}$	0,9420	<0,001
M+Gs	$y = 99,763e^{-0,108x}$	0,9208	0,0012
Ms	$y = 105,36e^{-0,132x}$	0,9487	<0,001
Gi	$y = 96,6e^{-0,119x}$	0,9181	0,0013
M+Gi	$y = 93,932e^{-0,161x}$	0,8811	0,0038
Mi	$y = 94,733e^{-0,207x}$	0,8466	0,0080

Com relação à atividade respiratória da microbiota do solo, avaliada por meio da liberação de C-CO<sub>2</sub>, observou-se interação significativa entre os tipos de resíduos e sua forma de disposição em todas as avaliações. Aos 7 dias de incubação, os tratamentos que receberam os resíduos de guandu liberaram significativamente mais C-CO<sub>2</sub>, os tratamentos com resíduo de milho liberaram menos, enquanto que os tratamentos com a mistura dos resíduos apresentaram liberação intermediária. Em todos resíduos, a incorporação resultou em maior liberação de C-CO<sub>2</sub> (Figura 2).

Aos 14 dias de incubação, houve uma mudança no padrão de emissão de C-CO<sub>2</sub>, dependendo do resíduo, o qual se manteve aos 19 dias. Quando os resíduos foram incorporados, não houve diferença estatística entre os tratamentos. Quando mantidos na superfície, o tratamento com resíduos de milho liberou menos C-CO<sub>2</sub>, enquanto que a mistura dos resíduos e o guandu não diferiram estatisticamente. Novamente, a incorporação dos resíduos resultou em maior liberação de C-CO<sub>2</sub> (Figura 2).

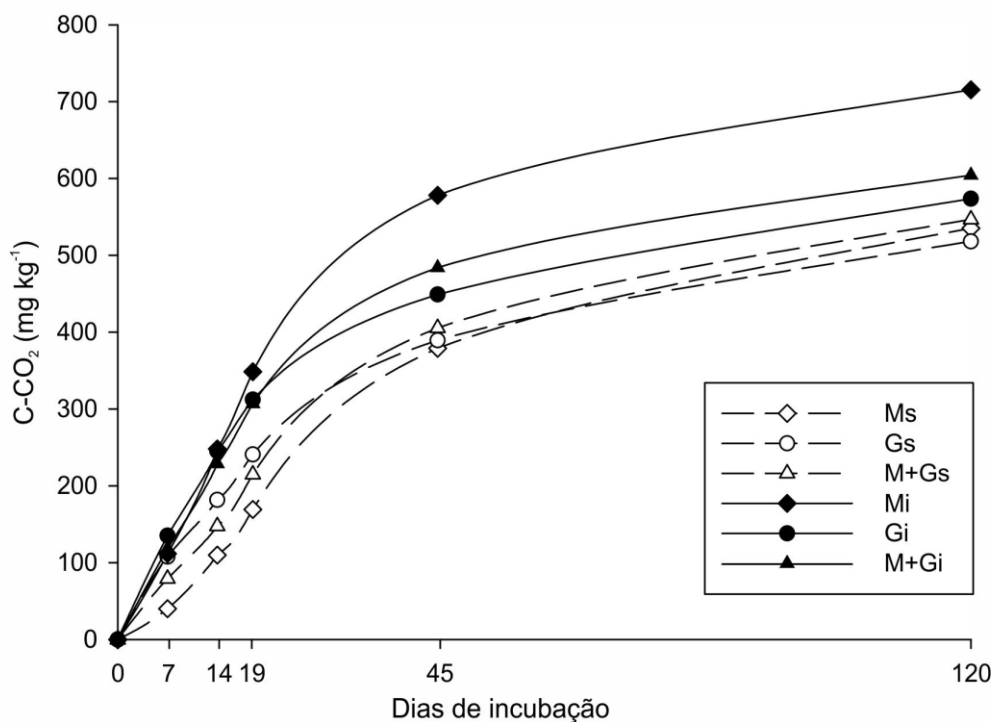
Aos 45 e 120 dias, observaram-se novas mudanças no padrão de emissão de C-CO<sub>2</sub>. Assim como nas avaliações anteriores, com os resíduos mantidos em superfície, não houve diferença entre os tratamentos. Porém, com os resíduos incorporados, a quantidade de C-CO<sub>2</sub> acumulado foi maior na presença de resíduos de milho do que com a mistura e com guandu, que não diferiram entre si. Os resíduos de milho incorporados resultaram em maior liberação de C-CO<sub>2</sub> do que os mantidos em superfície. O mesmo foi observado com relação ao tratamento com a mistura dos resíduos, aos 45 dias de incubação. Aos 120 dias, a forma da disposição dos resíduos da mistura não interferiu na quantidade de C-CO<sub>2</sub> acumulado. A forma de disposição também não afetou a liberação de C-CO<sub>2</sub> com os resíduos de guandu nas duas avaliações (Figura 2).

De um modo geral, a liberação de C-CO<sub>2</sub> corroborou os resultados de decomposição dos resíduos nos *litter bags*. Observou-se, inicialmente, um estímulo à atividade respiratória com a presença dos resíduos de guandu, possivelmente resultado da presença de compostos solúveis de rápida metabolização e da sua relação





C:N mais baixa (BRODER e WAGNER, 1988; CARVALHO *et al.*, 2012; PAUL *et al.*, 2016). Após 45 dias, a atividade respiratória foi limitada na presença dos resíduos de guandu, o que pode ser atribuído à recalitrância do material, sobretudo decorrente da presença de lignina. No presente estudo, foram utilizadas folhas de milho, sendo os resíduos de guandu compostos por folhas e talos. Os talos possuem maiores concentrações de lignina do que as folhas, sendo, por isto, decompostos mais lentamente (ROBINSON *et al.*, 1994).



**Figura 2.** Produção de C-CO<sub>2</sub> em solo com resíduos de milho (M), guandu (G) e sua mistura (M+G) mantidos na superfície (s) ou incorporados (i) ao solo.

A qualidade dos resíduos afetou significativamente os teores de nitrogênio mineral do solo, independentemente de sua forma de disposição (Tabela 2). Os teores de nitrogênio mineral no solo foram maiores com a adição de resíduo de guandu, que apresenta relação C:N em torno de 18. O solo que recebeu a mistura dos resíduos de milho e guandu também apresentou aumento no teor de nitrogênio mineral em relação à testemunha, indicando a predominância do processo de mineralização. A adição do resíduo de milho, com relação C:N mais alta, resultou nos valores mais baixos de nitrogênio mineral. Mas estes valores não diferiram do tratamento testemunha, indicando equilíbrio entre os processos de imobilização e mineralização. O processo de mineralização predomina sobre o de imobilização de nitrogênio quando a relação C:N do resíduo é menor do que a chamada C:N crítica (WHITE *et al.*, 1988). Esta é definida como a relação C:N da biomassa microbiana dividida por sua eficiência de assimilação e, normalmente, situa-se entre 20 e 30 (VARGAS *et al.*, 2005), valores acima dos quais predomina a imobilização. A relação C:N dos resíduos de milho, em torno de 26, situa-se dentro



da faixa esperada de relação C:N crítica. De um modo geral, a disponibilidade de nitrogênio para os microrganismos decompositores é considerada o principal limitante para a decomposição dos resíduos no solo (COPPENS *et al.*, 2006). Contudo, os teores de nitrogênio mineral do solo demonstram que este não foi o fator determinante da dinâmica de decomposição dos resíduos no presente estudo.

**Tabela 2.** Teor de nitrogênio mineral total do solo ( $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) 60 dias após a aplicação dos resíduos vegetais. Valores seguidos por letras distintas diferem entre si, pelo teste de Duncan a 5%.

Resíduo	Nível de Incorporação		
	Superficial	Incorporado	Média
	----- mg Kg <sup>-1</sup> -----		
Guandu	60,43	73,64	67,04 a
Milho + Guandu	35,89	51,83	43,86 b
Milho	33,52	22,43	27,97 c
Testemunha (Solo)	-	-	28,54 c

### Conclusões

A incorporação dos resíduos vegetais no solo acelerou sua velocidade de decomposição. Os resíduos de milho foram degradados mais rapidamente, embora os resíduos de guandu apresentassem menor relação C:N, o que se refletiu nos teores de nitrogênio mineral no solo. A disponibilidade de nitrogênio não limitou a decomposição dos resíduos nem a atividade respiratória microbiana, indicando que a relação C:N não foi o fator mais importante para determinar a taxa de degradação dos resíduos.

### Conflito de interesses

Os autores declaram que a pesquisa foi conduzida na ausência de quaisquer potenciais conflitos de interesses.

### Declarações éticas

Os autores confirmam que as diretrizes éticas adotadas pela revista foram seguidas por este trabalho, e todos os autores concordam com a submissão, conteúdo e transferência dos direitos de publicação do artigo para a Revista. Declaram ainda que o trabalho não foi publicado anteriormente nem está sendo considerado para publicação em outro em outro periódico.

Os autores assumem total responsabilidade pela originalidade do artigo, podendo incidir sobre os mesmos, eventuais encargos decorrentes de reivindicação, por parte de terceiros, em relação à autoria do artigo.







### Acesso aberto

Este é um artigo de acesso aberto. A reprodução dos artigos da Revista em outros meios de comunicação eletrônicos de uso livre é permitida de acordo com a licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial-CompartilhaIgual 4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/) (CC BY-NC-SA 4.0).

### ORCID

Bruno Brito Lisboa  <http://orcid.org/0000-0003-3258-2300>

Jackson Freitas Brilhante de São José  <http://orcid.org/0000-0002-4637-0299>

Luciano Kayser Vargas  <http://orcid.org/0000-0002-1721-1061>

### Referências

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. E DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.86, n.2, p. 237-245, abr 2006.

BERTOL, I.; LEITE, D.; ZOLDAN JR., W. A. Decomposição do resíduo de milho e variáveis relacionadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, n.2, p.369-375, abr 2004.

BRODER, M. W.; WAGNER, G. H. Microbial colonization and decomposition of corn, wheat, and soybean residue. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, n. 1, p. 112-117, jan-fev 1988.

CARVALHO, A. M.; COELHO, M. C.; DANTAS, R. A.; FONSECA, O. P.; GUIMARÃES JR, R.; FIGUEIREDO, C. C. Chemical composition of cover plants and its effect on maize yield in no-tillage systems in the Brazilian savanna. **Crop and Pasture Science**, Clayton, v.63, n.12, p.1075–1081, dez 2012.

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; HERBES, M.G.; POLETTO, N.; SILVEIRA, M.J. Produção e decomposição de fitomassa de plantas invernais de cobertura de solo e milho, sob diferentes manejos da adubação nitrogenada. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.32, n1., p.49-54, jan 2002.

COPPENS, F.; GARNIER, P.; DE GRYZE, S.; MERCKX, R.; RECOUS, S. Soil moisture, carbon and nitrogen dynamics following incorporation and surface application of labelled crop residues in soil columns. **European Journal of Soil Science**, v.57, n.6, p.894-905, dez 2006.





COPPENS, F.; GARNIER, P.; FINDELING, A.; MERCKX, R.; RECOUS, S. Decomposition of mulched versus incorporated crop residues: Modelling with PASTIS clarifies interactions between residue quality and location. **Soil Biology and Biochemistry**, v.39, n.9, p.2339-2350, mai 2007.

COTRUFO, M. F.; WALLENSTEIN, M. D.; BOOT, C. M.; DENEFF, K.; PAUL, E. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 988-995, abr 2013.

DONEDA, A.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; MIOLA, E. C. C.; GIACOMINI, D. A.; SCHIRMANN, J.; GONZATTO, R. Fitomassa e decomposição de resíduos de plantas de cobertura puras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 6, p.1714-23, dez 2012.

FORTE, C. T.; GALON, L.; BEUTLER, A. N.; PERIN, G. F.; PAULETTI, E. S. S.; BASSO, F. J. M.; HOLZ, C. M.; SANTIN, C. O. Coberturas vegetais do solo e manejo de cultivo e suas contribuições para as culturas agrícolas. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.13, n.1, p. e5501, jan 2018.

FORTES, C.; TRIVELIN, P. C. O.; VITTI, A. C. Long-term decomposition of sugarcane harvest residues in Sao Paulo state, Brazil. **Biomass and Bioenergy**, Amsterdam, v.42, n1., p.189-198, jul 2012.

GUNNARSSON, S., MARSTORP, H., DAHLIN, A. S.; WITTER, E. Influence of non-cellulose structural carbohydrate composition on plant material decomposition in soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 45, n.1, p.27–36, jun 2008.

JENKINSON, D. S.; RAYNER, J. H. The Turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiment. **Soil Science**, Baltimore, v. 123, n. 5, p. 298-305, 1977.

KARBERG, N. J.; SCOTT, N. A.; GIARDINA, C. P. Methods for Estimating Litter Decomposition. In: HOOVER, C. M. (Ed.). **Field measurements for forest carbon monitoring**. Springer Science and Business Media, Nova York, 2008. p. 103-111.

LI, T.; GAO, J.; BAI, L.; WANG, Y.; HUANG, J.; KUMAR, M.; ZENG, X. Influence of green manure and rice straw management on soil organic carbon, enzyme activities, and rice yield in red paddy soil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.195, n.1, p. 04428, dez 2019.





MARY, B.; RECOUS, S.; DARWIS, D.; ROBIN, D. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil*, Dordrecht, v. 181, n. 1, p. 71-82, jan 1996.

PAUL, E. A. The nature and dynamics of soil organic matter: Plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.98, n.1, p.109-126, jul 2016.

ROBINSON, C. H.; DIGHTON, J.; FRANKLAND, J. C.; ROBERTS, J.D. Fungal communities on decaying wheat straw of different resource qualities. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.26, n. 8, p.1053-1058, ago 1994.

TEDESCO, J. M.; GIANELO, C.; BISSANI, C. A. *et al.* Análises de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS. 1995. 174 p. (**Boletim técnico**, 5).

TEIXEIRA, M. B.; LOSS, A.; PEREIRA, M.G.; PIMENTEL, C. Decomposição e ciclagem de nutrientes dos resíduos de quatro plantas de cobertura do solo. *Idesia*, Arica, v.30, n.1, p. 55-64, abr 2012.

VARGAS, L. K & SHOLLES, D. Biomassa microbiana e produção de C-CO<sub>2</sub> e N mineral de um Podzólico Vermelho Escuro submetido a diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.24, n.1, p.35-42, jan-mar 2000.

VARGAS, L. K.; SELBACH, P. A.; SÁ, E. L. S. Imobilização de nitrogênio em solo cultivado com milho em sucessão à aveia preta nos sistemas plantio direto e convencional. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 35, n.1, p. 76-83, jan-fev 2005.

WHITE, C. S.; MOORE, D. I.; HORNER, J. D., GOSZ, J. R. Nitrogen mineralization-immobilization response to field N or C perturbations: an evaluation of a theoretical model. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.20, n.1, p.101-105, jan 1988.

