



Revista Brasileira de Ciência do Solo

ISSN: 0100-0683

revista@sbcs.org.br

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Brasil

Bertol, I.; Leite, D.; Zoldan Jr., W. A.
DECOMPOSIÇÃO DO RESÍDUO DE MILHO E VARIÁVEIS RELACIONADAS
Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 28, núm. 2, 2004, pp. 369-375
Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Viçosa, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180214034015>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica
Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

DECOMPOSIÇÃO DO RESÍDUO DE MILHO E VARIÁVEIS RELACIONADAS⁽¹⁾

I. BERTOL⁽²⁾, D. LEITE⁽³⁾ & W. A. ZOLDAN JR.⁽⁴⁾

RESUMO

A eficácia da semeadura direta na redução da erosão hídrica depende, em grande parte, da cobertura do solo ocasionada pelos resíduos das culturas. Objetivou-se determinar, entre agosto de 2001 e junho de 2002, em um Cambissolo Húmico aluminico léptico, situado entre 27 ° 49 ' latitude Sul e 50 ° 20 ' longitude Oeste de Greenwich, a decomposição do resíduo de milho. Os tratamentos, em três repetições, consistiram de: solo sem resíduo ou descoberto (SSR), solo com 8,77 Mg ha⁻¹ de resíduo de milho (SR) e solo com 8,77 Mg ha⁻¹ de resíduo de milho mais 100 kg ha⁻¹ de N (SR + N), avaliados em intervalos regulares de 30 dias. Determinou-se a quantidade do resíduo de milho, C orgânico e N total do referido resíduo. No solo, na camada de 0-0,03 m, foram avaliados C orgânico, N mineral, K trocável, pH em água, umidade e temperatura e, no ar, a temperatura a um metro acima da superfície do solo. O SR + N apresentou maior decomposição do resíduo de milho do que o SR, principalmente nos primeiros 120 dias, de tal modo que o tempo necessário para a quase completa decomposição do resíduo (restando ainda cerca de 10 % da massa inicial) seria de aproximadamente 1.300 dias, para o SR, e de aproximadamente 900 dias, para o SR + N.

Termos de indexação: semeadura direta, quantidade de resíduo, relação C/N.

⁽¹⁾ Trabalho desenvolvido com recursos do CNPq. Recebido para publicação em dezembro de 2002 e aprovado em janeiro de 2004.
⁽²⁾ Professor de Uso e Conservação do Solo, Universidade do Estado de Santa Catarina – CAV/UEDESC. Av. Luiz de Camões 2090, Caixa Postal 281, CEP 88520-000 Lages (SC). Bolsista do CNPq. E-mail: a2ib@cav.udesc.br
⁽³⁾ Pós-Graduando em Agronomia, CAV/UEDESC. Bolsista do CNPq. E-mail: leiteagro@ig.com.br
⁽⁴⁾ Bolsista de Iniciação Científica (PROBIC/UEDESC) do Curso de Agronomia, CAV/UEDESC.

SUMMARY: CORN CROP RESIDUE DECOMPOSITION AND RELATED PARAMETERS

The efficacy of no-tillage systems in reducing water erosion depends largely on the soil cover by crop residues. The study was carried out in Santa Catarina State, Southern Brazil, from August 2001 to July 2002, aiming to evaluate the decay of corn residue on the surface of an Inceptisol and its influence on soil properties. The treatments, with three replicates, were: bare soil (BS), 8.77 Mg ha⁻¹ of air dried corn residue (CR) and 8.77 Mg ha⁻¹ of air dried corn residue plus 100 kg ha⁻¹ of nitrogen (CR + N). The remaining residue biomass on soil and its organic carbon and total nitrogen contents were evaluated every 30 days. It was also determined organic carbon, total nitrogen, potassium, pH, soil temperature, and moisture in the superficial 0-0.03 m soil layer. The atmospheric temperature was recorded one meter above the soil surface. The CR + N treatment presented a faster decomposition rate than CR, especially in the first 120 days. The estimated time needed for an almost total decomposition of the corn residue was, approximately, 1300 days for CR and 900 for CR + N.

Index terms: no-tillage, corn residue decomposition, residue quantity, C/N relation.

INTRODUÇÃO

A eficácia do sistema de semeadura direta na redução da erosão hídrica depende, fundamentalmente, da quantidade de resíduos e da cobertura do solo ocasionada pelos restos vegetais das culturas. A cobertura do solo dissipa a energia cinética das gotas de chuva, diminuindo a desagregação pelo impacto das gotas e a erosão hídrica entressulcos do solo (Schäfer et al., 2001). O aumento da quantidade de resíduos vegetais na superfície do solo, por outro lado, aumenta o volume de água armazenado e a infiltração, diminuindo, dentro de certos limites, o escoamento superficial e a erosão hídrica (Foster et al., 1982.; Bertol et al., 1997; Moraes & Cogo, 2001).

Grandes quantidades de resíduos vegetais persistem durante maior período de tempo sobre a superfície do solo (Stroo et al., 1989; Bertol et al., 1998; Gilmour et al., 1998), especialmente no caso de resíduos resistentes à decomposição, como são as gramíneas em geral, tornando-se importantes para o sucesso da semeadura direta. Desse modo, a eficácia desse sistema de manejo na conservação do solo depende, dentre outros aspectos, do conhecimento da velocidade de decomposição dos resíduos culturais mantidos sobre a superfície do solo, especialmente quando se adotam rotações de culturas.

A decomposição dos resíduos culturais depende da natureza e da quantidade do material vegetal (Brown & Dickey, 1970; Bertol et al., 1998; Gilmour et al., 1998), da fertilidade do solo (Smith & Douglas, 1968, 1971), do manejo da cobertura e do grau de fracionamento do resíduo (House & Stinner, 1987), além de condições climáticas (Lyon, 1998; Gilmour et al., 1998), representadas principalmente pelo

regime de chuvas e pela temperatura, que influem na atividade microbiana do solo.

A velocidade de decomposição do resíduo vegetal sobre o solo é regulada principalmente pela relação C/N do material, inerente à espécie vegetal, refletindo-se na velocidade com que o material é decomposto pela fauna do solo. A velocidade de decomposição, segundo Smith & Douglas (1968; 1971), não é influenciada, por outro lado, pela quantidade de N mineral do solo.

O grau de maturação das plantas é um fator que regula a permanência dos resíduos vegetais na superfície do solo, já que elevada relação C/N dificulta a decomposição dos resíduos. Assim, como exemplo, ao se retardar o manejo das plantas de cobertura do solo, permitindo que elas acumulem maior quantidade de compostos ricos em C, tal como a lignina, possibilita-se o aumento da relação C/N na massa vegetal e, conseqüentemente, o aumento de sua resistência à decomposição (Brown & Dickey, 1970; Gilmour et al., 1998).

Alguns estudos, relacionando a persistência de resíduos vegetais na superfície do solo com a temperatura e a umidade, têm mostrado que essa relação é exponencial negativa (Hunt, 1977; Wieder & Lang, 1982), com pequena influência dessas variáveis sobre a decomposição de resíduos. Em outros trabalhos, tem-se observado relação exponencial negativa entre as quantidades de resíduos vegetais sobre a superfície e o tempo de exposição desses resíduos no solo (Stroo et al., 1989; Bertol et al., 1998) e, ainda em outros, tem-se observado relação linear negativa (Douglas Jr. et al., 1980; Stott et al., 1990), com grande influência da variável tempo sobre a decomposição de resíduos.

O objetivo deste trabalho foi avaliar, durante dez meses, a decomposição do resíduo cultural de milho, depositado sobre a superfície de um Cambissolo Húmico aluminico léptico, relacionando tal decomposição com algumas características do solo e ambientais, em um sistema de manejo sem preparo do solo.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado entre agosto de 2001 e junho de 2002, em um Cambissolo Húmico aluminico léptico (Inceptisolo), situado entre 27° 49' latitude Sul e 50° 20' longitude Oeste de Greenwich, na região do Planalto Sul Catarinense. A altitude média do local é de 953 m, com temperatura média anual, máxima e mínima, de 21,7 e 11,5 °C, respectivamente, e precipitação média anual de 1.600 mm. Segundo Köepen, o clima da região é do tipo Cfb.

O resíduo vegetal de milho foi colhido manualmente de uma lavoura, na época de maturação dos grãos, em área contígua à do experimento, em maio de 2001. Após a colheita, o resíduo, seco ao ar, composto de folhas e, predominantemente, de colmos, foi fracionado em pedaços de 0,08–0,1 m de comprimento e, em seguida, armazenado em local seco e ventilado, até o momento da instalação do experimento no campo, em agosto de 2001.

O experimento foi instalado em solo recém-preparado (descoberto), anteriormente cultivado com uma consorciação de aveia preta e ervilhaca comum. O experimento constou de três formas de resíduos e dez épocas de avaliação, com três repetições cada uma, totalizando 90 parcelas de 0,4 x 0,6 m, isoladas umas das outras por meio de um retângulo de madeira. As parcelas foram distribuídas ao acaso, em três blocos.

Os três tratamentos, constituídos de acordo com as formas de aplicação de resíduos, foram: solo descoberto, sem resíduo ou testemunha (SSR); solo coberto com 8,77 Mg ha⁻¹ de resíduo de milho (SR), e solo coberto com 8,77 Mg ha⁻¹ de resíduo de milho mais 100 kg ha⁻¹ de N, aplicado na forma de uréia, em cobertura, no momento da instalação do experimento (SR + N). Nos tratamentos SR e SR + N, o resíduo de milho foi distribuído uniformemente sobre a superfície do solo. No tratamento SR + N, o N foi aplicado sobre o resíduo, imediatamente após sua distribuição no solo e, em seguida, realizada uma rega com regador manual, equivalente a aproximadamente 6 mm de chuva, com o objetivo de dissolver o N e reduzir as perdas do elemento pela volatilização. As dez épocas de avaliação da decomposição dos resíduos corresponderam a períodos consecutivos de aproximadamente 30 dias, perfazendo dez meses. Durante o experimento, a superfície do solo nas parcelas foi mantida livre de invasoras, por meio de limpezas manuais.

Em cada época de avaliação, foram coletadas amostras do resíduo e do solo em três parcelas dos tratamentos SR e SR + N e amostras do solo em três parcelas do tratamento testemunha. As amostras do resíduo foram coletadas manualmente, em cada época, abrangendo toda a massa do resíduo presente dentro da área do retângulo de madeira e livre de partículas de solo. As amostras do solo foram coletadas com o uso de uma lâmina (faca), numa área de aproximadamente 10 cm² no centro da área do retângulo de madeira, na profundidade de 0–0,03 m da superfície. No dia da coleta, às 15 h, foram registradas as temperaturas do ar, em um ponto a 1 m da superfície do solo no centro da área experimental, e do solo, 0,03 m abaixo da superfície.

Após a coleta, o resíduo de milho foi seco em estufa, à temperatura constante de 50 °C com circulação de ar forçada e, em seguida, pesado e armazenado. No caso do solo, parte da amostra foi seca ao ar e armazenada para posterior análise química, sendo parte utilizada para determinar a umidade imediatamente após a coleta, segundo Forsythe (1975). Nas amostras do resíduo seco de milho, foram determinados os teores de C orgânico e N total, conforme Tedesco et al. (1995). Nas amostras do solo, foram determinados o pH em água (1:1) e os teores de K trocável, C orgânico e N mineral, segundo Tedesco et al. (1995).

No caso das temperaturas, da umidade do solo, do C, do N e do pH do solo e do C e do N do resíduo, os dados foram interpretados por meio da análise de variância, considerando um fatorial de 3 x 10. As médias foram comparadas pelo teste de Duncan a 5 %.

O tempo de exposição do resíduo de milho na superfície do solo foi relacionado com a quantidade do referido resíduo presente em cada uma das épocas de avaliação. Os dados foram ajustados utilizando modelo de regressão exponencial, do tipo $y = ae^{-bx}$, o qual foi linearizado, transformando os dados de quantidade do resíduo de milho para logaritmo natural, conforme o método descrito em Douglas Jr. et al. (1980). Admitiu-se a quase que completa decomposição do resíduo de milho quando restassem sobre a superfície do solo aproximadamente 10 % da massa original do resíduo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As precipitações foram bem distribuídas ao longo do período experimental, variando de 67 a 272 mm mês⁻¹ (Quadro 1), com média mensal de 134 mm, cujos valores estão de acordo com aqueles obtidos por Bertol et al. (2002), para o mesmo local. Assim, a umidade do solo esteve em níveis adequados para estimular a atividade biológica satisfatoriamente e decompor o resíduo vegetal de milho, ao longo do período experimental. Stott et al. (1990) constataram

o efeito da precipitação sobre a decomposição de resíduos vegetais de trigo em condições de sem preparo do solo.

A temperatura atmosférica apresentou amplitude de variação de 15 °C (Quadro 1), o que influenciou a decomposição do resíduo de milho. O efeito da temperatura sobre a decomposição de resíduos vegetais de trigo também foi constatado por Douglas Jr. et al. (1980) e Tanaka (1986). Nos tratamentos SR e SR + N, a amplitude de variação mensal da temperatura do solo foi 12 °C, sendo, na média dos dois tratamentos, 20 % menor do que no SSR, explicado pelo efeito do resíduo que protegeu a superfície do solo. As médias das temperaturas mensais do solo em SR e SR + N (20 °C) foram 17 % menores do que a média da temperatura do ar (24 °C), enquanto, na SSR, foi ligeiramente maior (25 °C).

O resíduo de milho criou condições para o aumento da armazenagem de água no solo, em 13 %, na média dos tratamentos SR e SR + N, em relação à ausência do resíduo (SSR- Quadro 1). A amplitude de variação mensal da umidade do solo, na profundidade de 0,03 m, foi de 17 g g⁻¹ no SSR e, no SR e SR + N, foi de 12 e 14 g g⁻¹, respectivamente, indicando que a umidade do solo pode ter contribuído para o aumento da decomposição do resíduo nos tratamentos SR e SR + N.

O teor de C orgânico do solo em geral foi igual nos tratamentos SSR, SR e SR + N, com alguns meses apresentando diferenças entre tratamentos (Quadro 2), o que contribuiu para que essa variável fosse, no final do período experimental, cerca de 11 % maior nos tratamentos SR e SR + N, em média, do que no SSR. Essa diferença deveu-se à decomposição

do resíduo vegetal de milho, com conseqüente aporte da fração C ao solo. A amplitude de variação mensal do teor de C no solo foi de 4,6 e 4,2 g kg⁻¹, nos tratamentos SR e SR + N, respectivamente, indicando fraca contribuição da decomposição do resíduo de milho sobre o teor de C orgânico do solo. A aplicação do N no tratamento SR + N praticamente não influenciou o teor de C orgânico no solo, indicando que este elemento não deve ter afetado a taxa de decomposição do resíduo de milho.

O N aplicado no tratamento SR + N determinou aumento mais expressivo do elemento no solo durante os primeiros 30 dias de avaliação (Quadro 2), indicando, ainda, que o N praticamente não contribuiu para a taxa de decomposição do resíduo a partir dos 30 dias iniciais. Isso pode ter ocorrido pela lixiviação do elemento com a água das chuvas que precipitaram durante o período experimental (Quadro 1).

A relação C total/N mineral do solo, na camada de 0-0,03 m, foi alta em todos os tratamentos, com pequenas diferenças entre eles, na média das avaliações (Quadro 2), explicada pelo elevado teor de C orgânico e pelo baixo teor de N no solo. O elevado teor de C é natural nesse solo (Bertol et al., 2001), enquanto o baixo teor de N foi decorrente, provavelmente, da alta lixiviação.

A quantidade inicial de 8,77 Mg ha⁻¹ do resíduo de milho depositada sobre a superfície do solo foi reduzida em 40 %, no SR, e em 53 %, no SR + N, no final do período experimental (Quadro 3), equivalendo a perdas médias mensais de material respectivamente de 0,35 e de 0,46 Mg ha⁻¹. Douglas Jr. et al. (1980), Stroo et al. (1989), Stott et al. (1990) e Bertol et al. (1998), dentre outros, também

Quadro 1. Volume de chuvas (VC), temperatura atmosférica (TA) e temperatura e umidade de um Cambissolo Húmico aluminico léptico na profundidade de 0,03 m

Época de avaliação	VC	TA	Temperatura do solo			Umidade do solo		
			SSR	SR	SR + N	SSR	SR	SR + N
	mm		°C			g g ⁻¹		
13/08/01	113	16	17 a	17 a	17 a	0,12 a	0,12 a	0,12 a
13/09/01	151	19	20 a	16 b	16 b	0,23 b	0,25 ab	0,26 a
13/10/01	272	21	21 a	17 b	18 b	0,11 b	0,21 a	0,23 a
14/11/01	114	24	25 a	19 b	20 b	0,14 b	0,21 a	0,19 a
17/12/01	178	28	30 a	19 c	20 b	0,09 b	0,18 a	0,19 a
14/01/02	100	26	26 a	22 b	22 b	0,20 a	0,23 a	0,20 a
16/02/02	106	31	30 a	22 c	25 b	0,15 b	0,18 a	0,15 b
13/03/02	96	29	32 a	28 b	28 b	0,18 a	0,19 a	0,19 a
14/04/02	67	26	24 a	20 b	21 b	0,14 b	0,19 a	0,18 a
15/05/02	116	28	28 a	21 b	21 b	0,06 b	0,12 a	0,13 a
14/06/02	166	16	18 a	17 a	17 a	0,21 a	0,25 a	0,20 a
Média	134	24	25	20	20	0,15	0,19	0,19

SSR: solo sem resíduo; SR: solo com resíduo; SR + N: solo com resíduo + N. Letras comparam os tratamentos na linha (Duncan a 5 %).

verificaram decomposição de resíduos vegetais de várias espécies ao longo do tempo. Nos primeiros quatro meses, os decréscimos na massa de resíduo (0,40 e 0,57 Mg ha⁻¹ mês⁻¹, em SR e SR + N, respectivamente) foram maiores do que nos meses seguintes. Tanaka (1986) e Bertol et al. (1998) também verificaram decréscimos na quantidade perdida de resíduos ao longo do tempo de decomposição. A menor quantidade de massa do resíduo de milho decomposto, a partir dos quinto mês, pode ser explicada pela provável diminuição da atividade dos microrganismos nessa fase.

A quantidade de massa do resíduo de milho decomposto foi 31 % maior no SR + N do que no SR, na média do período experimental (Quadro 3), em consequência da maior decomposição ocorrida principalmente nos primeiros quatro meses no SR + N. Nesse período de quatro meses, a decomposição do resíduo no SR + N foi, em média, 42 % superior à do período final. Bertol et al. (1998) também verificaram maior taxa de decomposição de resíduos vegetais no início do período experimental em relação ao final. Este comportamento é explicado, em parte, pelo N adicionado no

Quadro 2. Teores de carbono orgânico (C) e nitrogênio mineral (NM) na camada de 0-0,03 m de profundidade de um Cambissolo Húmico aluminico léptico e relação C/NM do solo na referida profundidade

Época de avaliação	Carbono orgânico			N mineral			Relação C/NM		
	SSR	SR	SR + N	SSR	SR	SR + N	SSR	SR	SR + N
	g kg ⁻¹						(g kg ⁻¹) (g kg ⁻¹) ⁻¹		
13/08/01	23,6 a	23,6 a	23,6 a	0,019 a	0,019 a	0,019 a	1.242	1.242	1.242
13/09/01	21,6 a	22,2 a	23,0 a	0,019 b	0,025 b	0,038 a	1.137	888	605
13/10/01	23,2 b	25,4 ab	27,2 a	0,006 b	0,010 ab	0,015 a	3.867	2.540	1.813
14/11/01	19,3 a	21,6 a	20,7 a	0,015 a	0,013 a	0,016 a	1.287	1.662	1.294
17/12/01	21,0 a	21,8 a	22,2 a	0,009 a	0,010 a	0,009 a	2.333	2.180	2.467
14/01/02	19,3 a	21,9 a	23,2 a	0,009 a	0,011 a	0,012 a	2.144	1.991	1.933
16/02/02	20,1 b	22,3 a	20,8 b	0,010 a	0,009 a	0,007 a	2.010	2.478	2.971
13/03/02	19,7 b	24,2 a	22,9 a	0,013 a	0,015 a	0,012 a	1.515	1.613	1.908
14/04/02	19,6 b	23,5 a	23,3 a	0,008 a	0,015 a	0,010 a	2.450	1.567	2.330
15/05/02	21,4 b	26,2 a	24,9 ab	0,009 a	0,009 a	0,013 a	2.378	2.911	1.915
14/06/02	22,3 a	23,9 a	23,7 a	0,011 a	0,013 a	0,013 a	2.027	1.838	1.823
Média	21,0	23,3	23,2	0,012	0,014	0,015	2.035	1.901	1.855

SSR: solo sem resíduo; SR: solo com resíduo; SR + N: solo com resíduo + N. Letras comparam os tratamentos na linha (Duncan a 5 %).

Quadro 3. Quantidades do resíduo de milho (QRM), teores de carbono orgânico (C) e nitrogênio total (NT) do resíduo e relação C/NT do referido resíduo sobre um Cambissolo Húmico aluminico léptico

Época de avaliação	QRM		Carbono orgânico		N total		Relação C/NT	
	SR	SR + N	SR	SR + N	SR	SR + N	SR	SR + N
	Mg ha ⁻¹		g kg ⁻¹				(g kg ⁻¹) (g kg ⁻¹) ⁻¹	
13/08/01	8,77	8,77	382 a	382 a	7,0 a	7,0 a	55	55
13/09/01	8,20	8,01	380 a	380 a	4,9 a	5,0 a	78	76
13/10/01	7,90	7,46	390 a	382 a	4,5 b	6,0 a	87	64
14/11/01	7,54	6,95	392 a	388 a	4,4 b	5,3 a	89	73
17/12/01	7,17	6,50	383 a	377 a	4,9 a	5,5 a	78	69
14/01/02	6,85	6,17	352 a	342 a	4,5 a	4,9 a	78	70
16/02/02	6,40	5,53	361 a	375 a	4,8 a	4,8 a	75	78
13/03/02	6,08	5,18	381 a	349 a	4,6 a	5,0 a	83	70
14/04/02	5,81	4,83	334 a	344 a	4,4 a	5,3 a	76	65
15/05/02	5,55	4,45	380 a	367 b	5,5 a	5,7 a	69	64
14/06/02	5,29	4,13	326 a	343 a	5,1 a	4,9 a	64	70
Média	-	-	369	366	5,0	5,4	76	68

SR: solo com resíduo; SR + N: solo com resíduo + N. Letras comparam os tratamentos na linha (Duncan a 5 %).

tratamento SR + N, cujo resultado foi constatado também por Tanaka (1986), o que provavelmente resultou em maior atividade dos microrganismos neste tratamento. A partir do quinto mês, a taxa de decomposição do resíduo foi apenas 26 % maior no SR + N do que no SR, decorrente da ainda maior atividade microbiana no SR + N, embora menor do que no período inicial.

O resíduo de milho apresentou teores de C orgânico (Quadro 3) compatíveis com os dessa espécie vegetal, o mesmo ocorrendo com os teores de N total. O teor de C orgânico do resíduo foi 15 e 10 % menor no último mês de avaliação do que no momento da instalação do experimento, nos tratamentos SR e SR + N, respectivamente, com oscilações no decaimento da massa do resíduo ao longo do período experimental. Este comportamento indica que a resistência do resíduo à decomposição foi pouco afetada ao longo do tempo. Dados obtidos por Stroo et al. (1989) também indicaram decaimento do teor de C no resíduo vegetal ao longo do tempo de decomposição. Comportamento semelhante ocorreu com o teor de N total do resíduo, o qual foi 27 % menor no SR e 30 % menor no SR + N no último mês de avaliação do que o teor inicial do resíduo, indicando maior perda de N do que de C do resíduo ao longo do período experimental.

A relação C/N do resíduo de milho (Quadro 3) foi, na média das avaliações, 12 % maior no SR do que no SR + N, demonstrando que houve influência da aplicação do N sobre a decomposição do resíduo, já que a menor relação C/N no tratamento SR + N é explicada pela menor concentração de C neste tratamento, decorrente da maior decomposição, conforme constatado também por Smith & Douglas (1968). Isto é explicado pela alta resistência à decomposição do resíduo estudado (milho em estado maduro). As oscilações na relação C/N do resíduo entre as épocas de avaliações, em ambos os tratamentos, foram normais e explicadas pelas variações climáticas que afetaram principalmente as concentrações de N no resíduo.

O pH em água do solo sofreu pequena influência dos tratamentos ao longo do período experimental. O valor inicial, comum a todos os tratamentos, foi de 5,25, enquanto as médias dos tratamentos, ao longo do período experimental, foram de 5,04, 5,12 e 4,93, para o SSR, SR e SR + N, respectivamente. Assim, a adição de N sobre o resíduo de milho parece ter causado pequena redução no pH do solo, em relação ao tratamento sem N.

O teor de K trocável do solo, sem diferença entre tratamentos, apresentou forte redução ao longo do tempo, tendo sido, em média, 35, 37 e 41 % menor no último mês de avaliação do que o seu teor na época de instalação do experimento, nos tratamentos SSR, SR e SR + N, respectivamente, com valores iniciais e finais, respectivamente, de 310 e 202 mg kg⁻¹, de 310 e 194 mg kg⁻¹, e de 310 e 182 mg kg⁻¹, para os

tratamentos SSR, SR e SR + N, respectivamente. A diminuição do teor de K do solo no tempo é explicada pela provável perda do elemento pela lixiviação, através da água de drenagem. Portanto, nos solos que apresentam naturalmente teores elevados de K, a perda do elemento pela lixiviação independe da presença de resíduo vegetal na superfície do solo e, na presença de resíduo, independe da aplicação de N em cobertura.

Por meio das equações de regressão (Figura 1), estimou-se que a quase completa decomposição do resíduo de milho (admitindo-se que ainda restariam cerca de 10 % da massa inicial do resíduo) ocorreria num período de aproximadamente 1.300 dias, para o SR, e de aproximadamente 900 dias para o SR + N. Esses valores foram maiores do que aqueles encontrados no trabalho de Bertol et al. (1998), para o mesmo resíduo e local, pois os referidos autores avaliaram a decomposição do resíduo numa época mais favorável (maior calor) a esse processo. A estimativa do período de tempo necessário para a quase completa decomposição dos resíduos vegetais é importante, especialmente no sistema de semeadura direta, com vistas em planejar rotações de culturas mais adequadas e compatíveis com os sistemas de manejo conservacionistas do solo, ou seja, planejar, adotar, dentro do possível, rotações de culturas cujos resíduos persistam o maior período de tempo possível sobre o solo.

A velocidade de decomposição do resíduo de milho foi menor na ausência de N (SR), cujo coeficiente de regressão foi igual a 0,00168, do que na presença de N (SR + N), cujo coeficiente foi igual a 0,00247 (Figura 1). No caso da decomposição do resíduo de

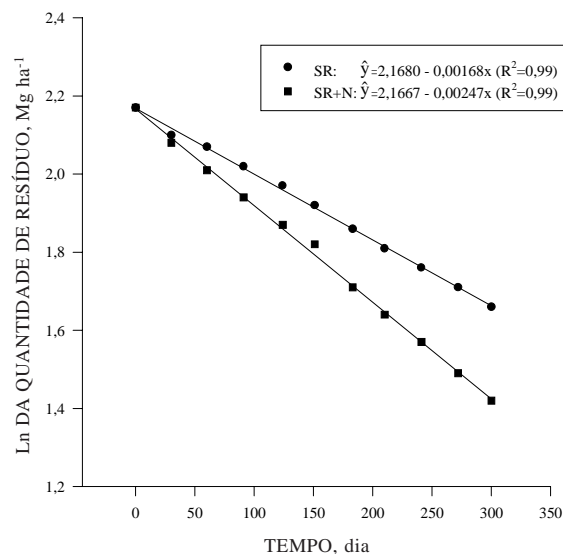


Figura 1. Relação entre o tempo e o Ln da quantidade do resíduo de milho na superfície do solo, sem nitrogênio (SR) e com nitrogênio (SR + N).

milho sem N, o valor do coeficiente de regressão encontrado foi equivalente a apenas 39 % daquele obtido por Bertol et al. (1998), o qual foi de 0,0043, trabalhando também com resíduo de milho sem N, no mesmo local, entre os meses de outubro e abril. A diferença verificada entre esses dois trabalhos, feitos no mesmo local, pode ter sido ocasionada pelas distintas épocas do ano em que foram realizados ou pelos diferentes estados de maturação em que se encontravam os resíduos de milho usados. A influência do clima na decomposição de resíduos vegetais foi constatada por Hunt (1977) e Wiedner & Lang (1982).

CONCLUSÕES

1. A quase que completa decomposição de uma quantidade de 8,77 Mg ha⁻¹ do resíduo de milho (restando ainda cerca de 10 % da massa inicial) ocorreu em aproximadamente 900 dias na presença de N, com decomposição de 0,46 Mg ha⁻¹ mês⁻¹, enquanto, na ausência de N, a referida decomposição ocorreu em aproximadamente 1.300 dias, com decomposição de 0,35 Mg ha⁻¹ mês⁻¹.

2. Em dez meses, a redução na quantidade do resíduo de milho foi de 40 % na ausência de N, enquanto, na sua presença, essa redução foi de 53 %.

3. Nos primeiros quatro meses, a decomposição do resíduo de milho foi 43 % maior na presença de N do que na sua ausência.

LITERATURA CITADA

- BERTOL, I.; CIPRANDI, O.; KURTZ, C. & BAPTISTA, A.S. Persistência dos resíduos de aveia e milho sobre a superfície do solo em semeadura direta. *R. Bras. Ci. Solo.*, 22:705-712, 1998.
- BERTOL, I.; COGO, N.P. & LEVIEN, R. Comprimento crítico de declive em sistemas de preparos conservacionistas de solo. *R. Bras. Ci. Solo.*, 21:139-148, 1997.
- BERTOL, I.; BEUTLER, J.F.; LEITE, D. & BATISTELA, O. Propriedades físicas de um Cambissolo Húmico afetadas pelo tipo de manejo do solo. *Sci. Agríc.*, 58:555-560, 2001.
- BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O.; LEITE, D.; VISENTIN, D. & COGO, N.P. Erosividade das chuvas e sua distribuição entre 1989 e 1998 no município de Lages (SC). *R. Bras. Ci. Solo.*, 26:455-464, 2002.
- BROWN, P.L. & DICKEY, D.D. Losses of wheat straw residue under simulated field conditions. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 34:118-121, 1970.
- DOUGLAS Jr., C.L.; ALLMARAS, R.R.; RASMUSSEN, P.E.; RAMIG, R.E. & ROAGER Jr., N.C. Wheat straw composition and placement effects on decomposition in dryland agriculture of the Pacific Northwest. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44:833-837, 1980.
- FORSYTHE, W. Física de suelos. Manual de laboratório. San José, Internacional de Ciências Agrícolas, 1975. 209p.
- FOSTER, G.R.; JOHNSON, C.B. & MOLDENHAUER, W.C. Critical slope lengths for unanchored cornstalk and wheat straw residue. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 25:935-939, 1947, 1982.
- GILMOUR, J.T.; MAUROMOUSTAKOS, A.; GALE, P.M. & NORMAN, R.J. Kinetics of crop residue decomposition: variability among crops and years. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62:750-755, 1998.
- HOUSE, G.J. & STINNER, R.E. Decomposition of plant residues in no-tillage agroecosystems: influence of litterbag mesh size and soil arthropods. *Pedobiologia*, 30:351-360, 1987.
- HUNT, H.W. A simulation model for decomposition in grasslands. *Ecology*, 58:469-484, 1977.
- LYON, D.J. Sunflower residue weight and ground cover loss during Summer fallow. *J. Soil Water Cons.*, 53:71-73, 1998.
- MORAIS, L.F.B. & COGO, N.P. Comprimentos críticos de rampa para diferentes manejos de resíduos culturais em sistema de semeadura direta em um Argissolo Vermelho da Depressão Central (RS). *R. Bras. Ci. Solo.*, 25:1041-1051, 2001.
- SCHÄEFER, M.J.; REICHERT, J.M.; REINERT, D.J. & CASSOL, E.A. Erosão em entressulcos em diferentes preparos e estados de consolidação do solo. *R. Bras. Ci. Solo.*, 25:431-441, 2001.
- SMITH, J.H. & DOUGLAS, C.L. Influence of residue nitrogen on wheat straw decomposition in the field. *Soil Sci.*, 106:456-459, 1968.
- SMITH, J.H. & DOUGLAS, C.L. Wheat straw decomposition in the field. *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.*, 35:269-272, 1971.
- STOTT, D.E.; STROO, H.F.; ELLIOTT, L.F.; PAPENDICK, R.I. & UNGER, P.W. Wheat residue loss from fields under no-till management. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 54:92-98, 1990.
- STROO, H.F.; BRISTOW, K.L.; ELIOT, L.F.; PAPENDICK, R.I. & CAMPBELL, G.S. Predicting rates of wheat residue decomposition. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53:91-99, 1989.
- TANAKA, D.L. Wheat residue loss for chemical and stubble-mulch fallow. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50:434-440, 1986.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. Análise de solos, plantas e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.
- WIEDER, R.K. & LANG, G.E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology*, 63:1636-1642, 1982.