

DESCOMPOSICION DE RESIDUOS DE COSECHA EN UN ARGIUODOL TIPICO

S R SANCHEZ¹, G A STUDDERT², H E ECHEVERRIA³

¹Fac. Agron. y Vet., Un. Nac. Río Cuarto; ²Unidad Integrada FCA-INTA Balcarce (UIB) CC 276 (7620) Balcarce-Buenos Aires.- Argentina

CROP RESIDUE DECOMPOSITION IN A TYPIC ARGIUODOLL

Crop residue quality and placement, and soil nitrogen availability affect residue decomposition dynamics. The more common use of conservation tillage in the last years, and soil and climate characteristics of southeastern Buenos Aires Province, make necessary to have information about decomposition dynamics to improve crop residue management decisions. The objectives of this work were 1) to evaluate the decomposition of maize and soybeans residues placed either on soil surface or buried, and with and without nitrogen addition; 2) to fit a model that explain the dynamics of crop residue decomposition as a function of cumulative degree days (AT); and 3) to determine whether crop residue carbon loss can be described by the respiration rate. The experiment was carried out at Balcarce under greenhouse conditions. A randomized complete block design with a 2x2x2 factorial treatment arrangement and two controls per block (with and without nitrogen) was set using plastic boxes as experimental units. Residue remaining carbon (CR) and respiration rates were registered at seven sampling times. There was not significant interaction ($P>0.05$) among treatment factors for CR. Maize CR was significantly greater ($P<0.01$) than soybean CR for most sampling dates, being 0.45 and 0.26 of initial CR, respectively, at the last sampling time (150 d). Residues burying and nitrogen addition, increased decomposition rates but differences between positions and nitrogen rates were less important than differences due to type of residue. A biexponential first order model adequately described the variation in CR ($r^2=0.99$) as a function of AT. Respiration rates did not completely explain residue carbon loss although its values changed accordingly with remaining carbon variation.

Key words: Crop residue - Decomposition - Placement - Nitrogen availability - Degree days - Respiration

INTRODUCCION

El aporte de residuos vegetales al suelo es un factor importante para el mantenimiento de algunas propiedades del mismo. La forma en que se realice tal adición tendrá efectos sobre la dinámica de la materia orgánica, de los nutrientes y del agua, como así también permitirá el manejo de la cobertura y de la temperatura del suelo (Power *et al.* 1986). Los rastrojos de cultivos agrícolas mantenidos en o cerca de la superficie del suelo protegen al mismo de las fuerzas erosivas del viento y del agua (Douglas, Rickman 1992). Asimismo, la posición de los residuos de cosecha afecta, en diferente magnitud, la dinámica del agua y la temperatura de los suelos, y consecuentemente, puede afectar la implantación de los cultivos y la ocurrencia de algunos procesos en el ambiente edáfico. Por otro lado, los residuos no son sólo una fuente de nutrientes para las plantas, sino que pueden actuar como destino del nitrógeno disponible (Andrén *et al.*, 1993) dependiendo, el que tengan uno u otro rol, de su calidad, forma física y posición. Por lo tanto, es necesario conocer las tasas de descomposición de los residuos para permitir evaluar el impacto de su manejo sobre el suelo, planificar un adecuado uso de los

mismos (Stroo *et al.* 1989) y de insumos externos, como por ejemplo, los fertilizantes.

Procesos físicos, químicos y microbianos intervienen en la descomposición de los residuos (Beare *et al.* 1993). Los factores que la afectan son: la forma en que éstos son puestos en contacto con el suelo, el tamaño y la relación C/N de los restos vegetales (Alexander 1977; Vigil, Kissel 1991), el tiempo durante el cual se produce la descomposición (Power, Legg 1979), el contenido de agua y la temperatura del suelo (Doran, Smith 1987; Schomberg *et al.* 1994). Los rastrojos dejados en la superficie del suelo se descomponen más lentamente que cuando son incorporados al mismo (Christensen, 1986; Alvarez *et al.* 1991). Por otro lado, materiales vegetales de relación C/N más baja (Schomberg *et al.* 1994) y/o mayor disponibilidad de nitrógeno mineral en el suelo (Green *et al.* 1995) hacen que las tasas de descomposición sean más elevadas.

La descomposición de los residuos de cosecha sigue un modelo de cinética de primer orden (Zagal, Persson 1994), siendo mejor explicada por aquéllos que contemplan la diferente labilidad de las fracciones constituyentes (Andrén, Paustian 1987). La pérdida inicial más pronunciada de carbono se debería a la mineralización

de los compuestos más lábiles (Paul, Clark 1989). Los modelos que explican la cinética de la descomposición de residuos han sido ajustados en función de tiempo o de distintas formas de expresión de acumulación térmica (Andrén, Paustian 1987), prefiriéndose estas últimas por permitir comparar el proceso en distintas épocas del año. En tal sentido, las temperaturas medias del suelo (Honeycutt, Potaro 1990) y del aire (Douglas, Rickman 1992) han sido utilizadas con buenos resultados para calcular las unidades térmicas para predecir la mineralización de carbono y nitrógeno de los residuos de cosecha. En el país existe escasa información sobre la caracterización y descomposición de los residuos de cosecha (Cordone *et al.*, 1993). Asimismo, en el Sudeste Bonaerense, la mayor implementación de sistemas de labranzas conservacionistas en los últimos años (Echeverría *et al.* 1994), las características de los suelos representativos de esta región y la falta de conocimiento del proceso antes mencionado, hacen necesario iniciar el estudio de la dinámica de la descomposición de los rastrojos. Para estas condiciones, se plantea la hipótesis de que el proceso de descomposición de los residuos de cosecha es afectado en diferente magnitud por el efecto combinado de la disponibilidad de nitrógeno mineral y la calidad y la posición de aquéllos en el suelo. Los objetivos de este trabajo fueron cuantificar la descomposición de dos residuos de distinta calidad, en diferente posición y con distinta disponibilidad de nitrógeno; ajustar un modelo que explique la dinámica de la descomposición de los residuos en función de la acumulación térmica; y determinar si la tasa de pérdida del carbono de los residuos puede ser descripta por la tasa de respiración de los mismos.

MATERIALES Y METODOS

La experiencia se efectuó en condiciones de invernáculo utilizando suelo proveniente de un horizonte A₁ de un Argiudol típico (fino, mixto, térmico) con un pH de 6,8 y un contenido de carbono orgánico de 30 g kg⁻¹. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con arreglo factorial de tratamientos con tres repeticiones. Los factores y sus respectivos niveles fueron: tipo de residuo (maíz y soja); posición del residuo (en superficie e incorporado); nivel de fertilizante aplicado (0 y 70 kg N ha⁻¹). Se incluyeron dos testigos sin rastrojo por repetición, correspondientes a cada nivel de nitrógeno. Las unidades experimentales consistieron en cajones plásticos (0,4 x 0,6 x 0,3 m), en las que se colocaron 20 kg de suelo tamizado por malla de 4 mm, siendo el mismo llevado a 0,7 de capacidad de campo y a una densidad aparente de 1,1 Mg m⁻³. El fertilizante fue aplicado como urea en solución acuosa. El tamaño de los residuos no fue mayor a 3 cm de longitud, y la cantidad aplicada fue equivalente a 8333 kg de materia seca de rastrojo ha⁻¹, dispuesta en superficie o mezclada uniformemente con la totalidad del suelo. El control de la humedad se efectuó por pesada de las unidades experimentales. Las temperaturas del aire fueron registradas con un termógrafo de faja semanal. Los muestreos se

realizaron a los: 1, 15, 30, 60, 90, 120 y 150 d, siendo las fechas inicial y final, el 18-07-94 y el 15-12-94, respectivamente. La toma de muestras fue en franjas seriadas de avance de 3 cm de ancho por 35 cm de longitud, descartando las borduras de la muestra. Los residuos remanentes de maíz y soja fueron recuperados de las muestras por tamizado en húmedo (malla de 2 mm) y lavado posterior, obteniéndose luego, el peso seco (60 °C). A los residuos utilizados en la experiencia se les determinaron los contenidos de carbohidratos solubles, celulosa, hemicelulosa y lignina por el método de Goering y Van Soest (1970), y de nitrógeno total por Bremner, Mulvaney (1982). En la Tabla 1 se presentan tales contenidos. Tanto el peso remanente, como la composición química de los rastrojos fueron expresados libres de cenizas. La concentración de carbono del residuo fue asumida como constante e igual a 0,43 kg kg⁻¹, ya que la concentración de carbono decrece muy suavemente a medida que la descomposición progresa. Beare *et al.* (1992) analizaron los contenidos de carbono en el rastrojo remanente en una experiencia de descomposición, comprobando que la concentración de carbono en los residuos durante el proceso puede asumirse constante. Las tasas de descomposición de los residuos fueron estimadas usando un modelo biexponencial de cinética de primer orden (Andrén, Paustian 1987):

$$CR = C_R \exp(-k_R AT) + C_L \exp(-k_L AT) \quad (1)$$

donde CR es el carbono remanente estimado a distintas unidades térmicas (g m⁻²), C_R es el carbono en la fracción recalcitrante de los residuos (celulosa + hemicelulosa + lignina) (g m⁻²), k_R es la tasa exponencial de descomposición del C_R (°C⁻¹), AT es la suma térmica de las temperaturas medias del aire superiores a 0 °C (°C x 10³), C_L es el carbono de la fracción lábil de los residuos (carbohidratos solubles) (g m⁻²) y k_L es la tasa exponencial de descomposición del C_L (°C⁻¹).

La actividad biológica global (ABG) por método respirométrico (Kowalenko *et al.*, 1978) fue determinada durante 72 horas de incubación para cada momento de muestreo, mediante la colocación de campanas en cada una de las unidades experimentales. Dicho lapso comprendió a la fecha de muestreo (día central).

A los efectos de individualizar la emisión de C-CO₂ proveniente de la descomposición de los residuos, el C-CO₂ emitido por el promedio de las correspondientes unidades experimentales testigo, fue sustraído al C-CO₂ emitido por los cajones sujetos a las distintas combinaciones de factores de tratamiento. La emisión de C-CO₂ proveniente de los residuos, se expresó como tasa (TCO₂) por cada °C de AT. Para ello, el C-CO₂ emitido por descomposición fue dividido por la suma de las temperaturas medias del aire (base 0 °C) del periodo de incubación.

Un modelo exponencial fue ajustado para explicar la variación de las tasas de emisión de CO₂ por descomposición de los residuos:

$$TCO_2 = a \exp(-k_c AT) \quad (2)$$

donde TCO₂ es la tasa de emisión de C-CO₂ por descomposición de los residuos (mg m⁻² °C⁻¹), a es una constante (mg m⁻² °C⁻¹), k_c es la tasa exponencial de respiración (°C⁻¹) y AT fue definida en la ecuación (1). Los procedimientos NLIN y ANOVA del Statistics Analysis System (SAS Institute, 1985) fueron empleados para las estimaciones y los ajustes de las ecuaciones (1) y (2), y los análisis estadísticos, respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSION

Los análisis estadísticos por momento de muestreo para carbono remanente indican la existencia de interacciones significativas ($P < 0,05$) sólo entre tipo, posición y fertilizante a los 15 días, y entre tipo y posición a los 60 días. Por lo tanto, se efectuó el análisis de los efectos principales tipo, posición y fertilizante nitrogenado sobre la dinámica de descomposición de los residuos. En la Tabla 2 se presentan los parámetros obtenidos del ajuste del modelo doble exponencial (ecuación (1)) para cada uno de los factores de tratamiento. El ajuste del modelo fue elevado ($r^2 = 0,99$, Figura 1) en todos los casos. Para el ajuste de esta ecuación para el factor tipo, C_R y C_L fueron calculados a partir de los contenidos de las distintas fracciones (Tabla 1) y del agregado inicial de carbono de los residuos (358 g m^{-2}). Para el ajuste para los factores posición y fertilizante nitrogenado, C_R y C_L surgieron de promediar los respectivos valores de soja y maíz.

El carbono remanente del rastrojo de maíz fue significativamente mayor ($P < 0,01$) que el de soja en la mayoría de los muestreos. La magnitud del proceso de descomposición fue marcadamente afectada por la calidad del residuo (Tabla 1), lo cual coincide con lo reportado por Christensen (1986), Broder y Wagner (1988) y Douglas *et al.* (1980). Estos últimos autores hallaron menores pérdidas de peso de los rastrojos con contenidos de nitrógeno inferiores a $5,5 \text{ g kg}^{-1}$ (Tabla 1). A los 150 días, el CR fue 0,26 y 0,45 de la cantidad inicial para soja y maíz, respectivamente (Figura 1a). La k_L fue un 36% mayor en maíz que en soja, aunque el contenido inicial de C_L del último residuo fue un 156% superior al primero (Figura 1a). La k_R fue un 42% mayor en soja que en maíz, siendo un 30% inferior el C_R en la primera. Las mayores pérdidas iniciales del carbono del rastrojo de soja se deberían a la descomposición de su mayor contenido de compuestos orgánicos fácilmente degradables (Christensen, 1985) (Tabla 1).

Las diferencias observadas en carbono remanente

Tabla 1. Composición inicial de los residuos de cosecha libres de cenizas.

Residuo	Componente (g kg^{-1})				Nitrógeno total
	Carbohidratos solubles	Hemicelulosa	Celulosa	Lignina	
Soja	409	146	336	108	14,0
Maíz	162	344	419	76,0	4,50

para ambas posiciones de residuos fueron altamente significativas ($P < 0,01$) durante casi todo el período de descomposición. Los residuos superficiales se descompusieron más lentamente que los incorporados al suelo, representando al cabo de 150 d, 0,35 y 0,30 del carbono inicial, respectivamente (Figura 1b). Las k_R y k_L fueron mayores en los residuos incorporados al suelo que en los que permanecieron en la superficie (Figura 1b). Este efecto podría deberse al mayor desecamiento y al menor contacto con el suelo de los residuos superficiales (Douglas *et al.* 1980; Schomberg *et al.* 1994). No obstante lo dicho, la posición de los residuos afectó de manera menos importante la dinámica de la descomposición de los mismos. Esto podría haberse debido al mantenimiento de las condiciones de humedad de la experiencia (Stott *et al.* 1986).

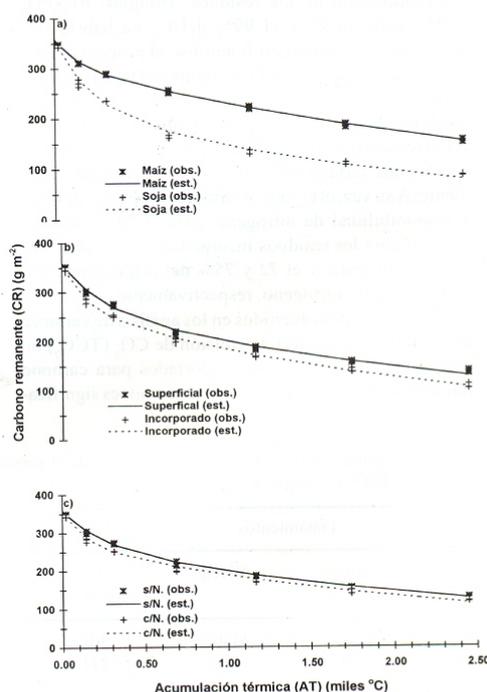


Figura 1. Dinámica del carbono remanente en función de la acumulación térmica para tipo (a) y posición (b) del residuo, y para nivel de nitrógeno (c). s/N= sin nitrógeno; c/N= con nitrógeno; obs.= observado; est.= estimado con el modelo descrito por la ecuación (1) del texto y los parámetros de la Tabla 2.

La adición de nitrógeno generó escasas diferencias a lo largo del período de descomposición, aunque las mismas fueron altamente significativas ($P < 0,01$). La mayor disponibilidad de nitrógeno mineral en el suelo sólo aumentó un 3% la cantidad de residuos descompuesta al final de la experiencia (Figura 1c), lo cual coincidió con Stroo *et al.* (1989), quienes encontraron efectos de la adición de nitrógeno no superiores al 6%. Las k_L y k_R con el agregado de nitrógeno fueron 1,72 y 1,15 veces superiores, respectivamente. Esto se debería al efecto estimulador del nitrógeno sobre la descomposición de ambas fracciones, principalmente la más soluble (Kemp *et al.* 1994; Green *et al.* 1995).

Resolviendo la ecuación (1) para cada uno de los compartimientos (recalcitrante y lábil) y para cada factor de tratamiento (datos no mostrados) según los parámetros presentados en la Tabla 2, puede verse que a aproximadamente 1.000 °C AT (final de la fase I de descomposición de los residuos; Douglas, Rickman 1992), entre el 95 y el 99% del C_L ya habría sido descompuesto. Según estos autores, el proceso de descomposición durante la fase siguiente (fase II) estaría gobernado por la cantidad remanente de compuestos recalcitrantes, especialmente la lignina. A los 1.000 °C AT el remanente de aquella fracción para los residuos de soja y maíz sería el 68 y 76% del original, respectivamente. A su vez, el C_R remanente para ambas posiciones y disponibilidad de nitrógeno sería el 70 y 76% del original para los residuos incorporados y los ubicados superficialmente, y el 72 y 75% del original para los casos con y sin nitrógeno, respectivamente.

Los resultados obtenidos en los análisis de varianza por muestreo de la tasa de emisión de CO_2 (TCO_2) no fueron consistentes con los reportados para carbono remanente. Esto se refleja en las interacciones significa-

tivas halladas entre los tres factores de tratamiento a los 30 d ($P < 0,05$) y a los 90 d ($P < 0,01$), entre tipo y posición de los residuos a 1 d ($P < 0,01$), 150 d ($P < 0,01$) y 120 d ($P < 0,05$) y entre tipo de residuo y nivel de fertilizante

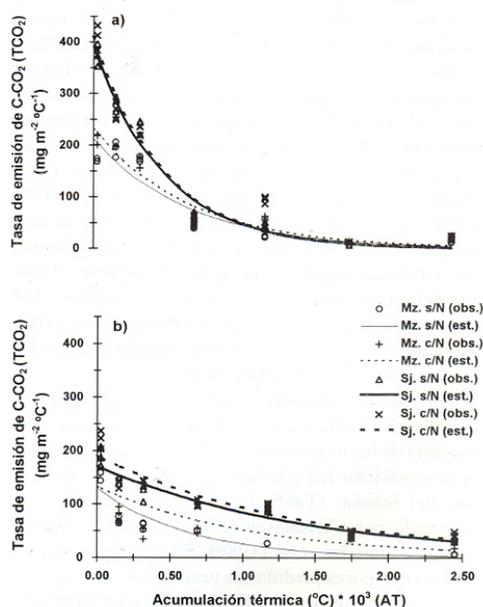


Figura 2. Tasa de emisión de C-CO₂ en función de la acumulación térmica a partir de residuos incorporados (a) y en posición superficial (b). Mz.= maíz; Sj.= soja; c/N= con nitrógeno; s/N: sin nitrógeno; obs.= observado; est.= estimado con el modelo descrito por la ecuación (2) del texto y los parámetros de la Tabla 3.

Tabla 2. Parámetros y grado de ajuste de la variación del carbono remanente (CR) a la ecuación: $CR = C_R \exp(-k_R AT) + C_L \exp(-k_L AT)$ (ecuación 1 en el texto).

Tratamientos		Parámetros				r^2
Factores	Niveles	C_R (g m ⁻²)	k_R (°C ⁻¹)	C_L (g m ⁻²)	k_L (°C ⁻¹)	
Tipo	Maíz	301	0,27	57,3	5,70	0,99
	Soja	211	0,38	147	4,19	0,99
Posición	Incorporado	256	0,35	102	5,90	0,99
	Superficial	256	0,27	102	3,57	0,99
Nitrógeno	Con	256	0,33	102	5,93	0,99
	Sin	256	0,29	102	3,45	0,99

Tabla 3. Parámetros y grado de ajuste de la variación de las tasas de emisión de C-CO₂ (TCO₂) a la ecuación: TCO₂ = a exp (-k_c AT) (ecuación 2 en el texto)

Factores de tratamiento			Parámetros		
Tipo	Posición	Nitrógeno	a (mg m ⁻² °C ⁻¹)	k _c (°C ⁻¹)	r ²
Soja	incorporado	con nitrógeno	413	2,11	0,94
	sin nitrógeno	392	2,08	0,97	
Maíz	incorporado	con nitrógeno	234	1,52	0,93
	sin nitrógeno	212	1,53	0,88	
Soja	superficial	con nitrógeno	189	0,72	0,86
	sin nitrógeno	171	0,70	0,90	
Maíz	superficial	con nitrógeno	133	0,94	0,44
	sin nitrógeno	130	1,61	0,74	

(P0,05) y posición de residuo y nivel de fertilizante (P0,05) a los 150 d. Esto podría haber sido ocasionado por la mayor sensibilidad de las TCO₂ a cambios ambientales durante el período de medición. En la Tabla 3 se presentan los coeficientes resultantes del ajuste del modelo descrito por la ecuación (2), siendo su representación gráfica la Figura 2. La mayor liberación de CO₂ se registró en los dos primeros muestreos, lo que coincide con Quemada y Cabrera (1995), quienes obtuvieron picos de CO₂ entre 105 y 140 °C de suma térmica después de la aplicación de los residuos. Los ajustes obtenidos para las

TCO₂ de los residuos incorporados y de soja superficial son elevados, correspondiendo los menores ajustes a maíz en esta última posición. La mayor TCO₂ inicial correspondió al tratamiento soja incorporado con nitrógeno, mientras que la menor correspondió a maíz superficial sin nitrógeno. En términos generales, la evolución de las TCO₂ resultante del ajuste de la ecuación (2), concuerda con lo observado para carbono remanente (Figura 1), siendo el tipo de rastrojo el factor preponderante para cada posición, y el efecto de la adición de nitrógeno, poco relevante. Al comienzo del proceso de descomposición (primeros 600 °C de suma térmica), la TCO₂ de la posición incorporado fue notoriamente mayor a la superficial (Figura 2), lo cual coincidió con Aulakh *et al.* (1991). Resultados contrastantes a éstos fueron encontrados por Beare *et al.* (1992), quienes observaron mayores tasas respiratorias con el residuo en superficie que cuando el mismo era incorporado, aunque las tasas de pérdida del carbono del rastrojo fueron superiores en el último caso. En síntesis, los objetivos del presente trabajo fueron parcialmente logrados dado que, si bien se cuantificó la descomposición de residuos de cosecha en diferentes situaciones y se pudo ajustar un

modelo que describiera tal proceso en función de la acumulación térmica, las TCO₂ determinadas no permitieron explicar acabadamente la dinámica de la pérdida de carbono de los residuos en descomposición. No obstante, los resultados obtenidos significan un avance en el conocimiento de la dinámica de la descomposición de los residuos de cosecha y de algunos de los factores que la modifican. La información lograda contribuye a efectuar inferencias sobre el destino de los rastrojos ante cambios en las prácticas de manejo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Proyecto INTA 80-033 y por el subsidio para investigación N° 15/A027 de la Facultad de Ciencias Agrarias UNMP.

REFERENCIAS

- Alexander M. 1977. Introduction to soil microbiology (2nd. ed.), John Wiley and Sons, New York, USA 467 p.
- Alvarez R, Daniel P, Santanatoglia O J, Brazzola G, Garcia R. 1991. Descomposición de rastrojo de soja en bolsas de residuo de distinto tamaño de poro. Turrialba 42:279-284
- Andrén, O, Paustian K. 1987. Barley straw decomposition in the field: a comparison of models. Ecology 68:1190-1200
- Andrén O, Rajkai J, Kätterer T. 1993. Water and temperature dynamics in a clay soil under winter wheat: influence on straw decomposition and N immobilization. Biol. Fert. Soils 15: 1-8
- Aulakh M S, Doran J W., Walters D T, Mosier A R, Francis D D. 1991. Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. Soil Sci. Soc. Am. J. 55:1020-1025
- Beare M H, Parmelee R W, Hendrix P F, Cheng W, Coleman D C, Crossley Jr D A. 1992. Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems. Ecological Monographs 62:569-591

- Beare M H, Pohlad B R, Wright D H, Coleman D C. 1993. Residue placement and fungicide effects on fungal communities in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:392-399
- Bremner J, Mulvaney C. 1982. Nitrogen total. *En: Methods of soil analysis, part 2. Agronomy 9. 2nd. A. Page (Ed.).* Madison, Wisconsin, USA 595-624
- Broder M W, Wagner G H. 1988. Microbial colonization and decomposition of corn, wheat, and soybean residue. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:112-117
- Christensen B T. 1985. Decomposability of barley straw: effect of cold-water extraction on dry weight and nutrient content. *Soil Biol. Biochem.* 17:93-97
- Christensen, B.T. 1986. Barley straw decomposition under field conditions: effect of placement and initial nitrogen content on weight loss and nitrogen dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 18:523-530
- Cordone G E, Ferrari M C, Ostojic J J, Planas G. 1993. Caracterización de los residuos de cosecha de los principales cultivos del norte de la Provincia de Buenos Aires. XIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: 191-192
- Doran J W, Smith M S. 1987. Organic matter management and utilization of soil and fertilizer nutrients. *En: R.F. Follet (Ed). Soil fertility and organic matter as critical components of production systems.* *Soil Sci. Soc. Am. Special Publ. N° 19.* *Soil Sci. Soc. Agron., Madison, Wisconsin* 53-72
- Douglas Jr C L, Allmaras R R, Rasmussen P E, Ramig R E, Roager Jr N C. 1980. Wheat straw composition and placements effects on decomposition in dryland agriculture of the Pacific Northwest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:833-837
- Douglas Jr C L, Rickman R W. 1992. Estimating crop residue decomposition from air temperature, initial nitrogen content, and residue placement. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:272-278
- Echeverría H, Studdert G, Elverdin J, Sarlangue H. 1994. Siembra directa de trigo en el Sudeste Bonaerense. *Visión Rural* 11:33-38
- Goering H K, Van Soest P J. 1970. Forage fiber analysis. *Agr. Handbook, N° 379, U.S.D.A.-A.R.S., Beltsville, Maryland, USA* 20 p.
- Green C J, Blackmer A M, Horton R. 1995. Nitrogen effects on conservation of carbon during corn residue decomposition in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 453-459
- Honeycutt C W, Potaro L J. 1990. Field evaluation of heat units for predicting crop residue carbon and nitrogen mineralization. *Plant and Soil* 125:213-220
- Kemp P R, Waldecker D G, Owensby C E, Reynolds J F, Virginia R A. 1994. Effects of elevated CO₂ and nitrogen fertilization pretreatments on decomposition on tallgrass prairie leaf litter. *Plant and Soil* 165:115-127
- Kowalenko C G, Ivarson K C, Cameron D R. 1978. Effect of moisture, temperature and nitrogen on carbon dioxide evolution from field soils. *Soil Biol. Biochem.* 10:417-423
- Paul E A, Clark F E. 1989. *Soil microbiology and biochemistry.* Academic Press, Inc., San Diego, California, USA 273 p.
- Power J F, Legg J O. 1979. Effect of crop residues on the soil chemical environment and nutrient availability. *En: W.R. Oschwald (Ed.). Crop residue management systems.* *Am. Soc. Agron. Special Publ. N° 31. Am. Soc. Agron., Crop Sci. Soc. Am., Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin* 85-100.
- Power J F, Doran J W, Wilhelm W W. 1986. Uptake of nitrogen from soil, fertilizer, and crop residues by no-till corn and soybean. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:137-142
- Quemada M, Cabrera M L. 1995. Carbon and nitrogen mineralized from leaves and stems of four cover crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:471-477
- SAS. Institute Inc. 1985. *User's guide: Statistics. Version 5.* SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, USA 1030 p.
- Schomberg H H, Steiner J L, Unger P W. 1994. Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues: residue quality and water effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:372-381
- Stott D E, Elliott L F, Papendick R I, Campbell G S. 1986. Low temperature or low water potential effects on the microbial decomposition of wheat residue. *Soil Biol. Biochem.* 18:577-582
- Stroo H F, Bristow K L, Elliot L F, Papendick R I, Unger P W. 1989. Predicting rates of wheat residue decomposition. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:91-99
- Vigil M F, Kissel D E. 1991. Equations for estimating the amount of nitrogen mineralized from crop residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:757-761
- Zagal E, Persson J. 1994. Immobilization and remineralization of nitrate during glucose decomposition at four rates of nitrogen addition. *Soil Biol. Biochem.* 26:1313-1321.