

Descomposición de Rastrojo de Soja en Bolsas de Residuos con Distinto Tamaño de Poro¹

R. Alvarez*, E. Daniel*, J. Santanoglia*,
G.M. Brazzola*, R. García*

ABSTRACT

The rate of decomposition of soybean straw contained in litter bags of 1.2 mm x 1.2 mm and 6 mm x 9 mm mesh, both buried and on soil surface, was determined. The amount of straw remaining in the bags followed a negative exponential model, with decomposition of the buried material being nearly complete after seven months. The surface decomposition rate was about half that of the buried bags. In both situations, the loss of weight was faster within the bags of larger mesh size, which could be due to better penetration of soil. Biological activity of the soil in controlled temperature and moisture conditions was linearly related to available nitrogen, while C-CO₂ production in field conditions increased during summer with higher temperatures and precipitation. Respiration was significantly correlated with these parameters. Microbial biomass level was nearly constant during the study, except in one event where biomass carbon and nitrogen dropped about 45 per cent. This decrease followed a plowing, and could be attributed to disruption of soil structure and consequent drying. No relation between biological parameters and the amount of residual straw was observed.

COMPENDIO

Se determinó la velocidad de pérdida de peso en rastrojo de soja contenido en bolsas de residuos de malla de 1.2 mm x 1.2 mm y de 6 mm x 9 mm, enterradas o en la superficie. La cantidad de material remanente cumplió una función exponencial negativa, casi completándose la degradación de los residuos enterrados a los siete meses. La porción descompuesta en la superficie por día fue la mitad de la incorporada en las bolsas enterradas. En ambas situaciones la pérdida de peso más rápida correspondió a un mayor tamaño de poro, efecto que podría deberse a la mejor penetración del suelo en las bolsas de malla más abierta. La actividad biológica del suelo, en condiciones controladas de temperatura y humedad, estuvo relacionada linealmente con el contenido de nitrógeno asimilable, en tanto que, en el campo, la producción de C-CO₂ aumentó en el verano debido a mayores temperaturas y precipitación pluvial. Las correlaciones respiración-temperatura y respiración-lluvia fueron significativas. La biomasa microbiana no varió durante el ensayo excepto en un muestreo, en el que se produjo una caída del 45% en el contenido de carbono y nitrógeno. Esta caída se dio después de un laboreo del suelo, que sugiere que el efecto físico de roturación y la desecación asociada determinaron la muerte de microorganismos. No se observó relación entre los parámetros biológicos y la cantidad de rastrojo remanente.

INTRODUCCION

Los rastrojos agrícolas dejados sobre la superficie del suelo protegen a éste de la acción de la lluvia, estando el grado de cobertura asociado con la erosión. A su vez, los residuos vegetales constituyen importantes nutrimentos para las plantas. Estos hechos hacen que sea de interés conocer la dinámica de su descomposición. Para ello, generalmente, se ha empleado la técnica de la bolsa de residuos, para cuya aplicación el tamaño de poro se considera un factor importante.

Para disminuir el grado de contaminación del material vegetal con tierra y la entrada de raíces se han utilizado bolsas de fibra de vidrio (6, 11). Sin embar-

go, se ha observado que mallas de 0.15 mm o menores afectan la libre circulación del agua y modifican, por lo tanto, la humedad del material (27), y que aquellas con poros finos evitan la entrada de la mesofauna (24). Para detener estos efectos se han empleado mallas de 1 mm (1, 4, 5, 30), las cuales previenen la acción de la macrofauna y disminuyen el contacto del rastrojo con el suelo, habiéndose medido velocidades de descomposición mayores con poros más grandes (27). Por ello se realizó un ensayo para evaluar la influencia del tamaño de malla sobre la determinación de la velocidad de descomposición de residuos agrícolas, en un suelo de la Pampa Ondulada, y para analizar la relación de este proceso con la actividad y magnitud de la biomasa microbiana. Se utilizó rastrojo de soja debido a su baja relación C/N, factor que permite una rápida utilización del sustrato por los microorganismos (26).

¹ Recibido para publicación el 5 de junio de 1989.

* Centro de Radiobiología, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina. Estación Experimental Agropecuaria Pergamino, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Pergamino, Argentina.

MATERIALES Y METODOS

Se trabajó en la Estación Experimental Agropecuaria Pergamino del Instituto Nacional de

Tecnología Agropecuaria (INTA) en un Argiudol Típico, serie Pergamino fase erosionada, de textura franco-limosa, con un porcentaje de carbono orgánico 1.36; pH 5.8 y densidad aparente 1.22 g.cm^{-3} . En cuatro parcelas de 24 m de ancho x 30 m de largo cultivadas con soja, en junio de 1988, luego de la cosecha de soja se picó el rastrojo y se incorporaron $1700 \text{ kg MS.ha}^{-1}$. En noviembre se sembró maíz. Se usaron mallas plásticas con poros de $1.2 \text{ mm} \times 1.2 \text{ mm}$ y de $6 \text{ mm} \times 9 \text{ mm}$ para confeccionar 192 bolsas de residuos de $10 \text{ cm} \times 10 \text{ centímetros}$. Estas se llenaron con 5.55 g de material de soja, recolectado antes de la cosecha e integrado por un 44% de tallos y un 56% de hojas y vainas de la misma composición del material del campo, cortado en trozos de 6 - 8 centímetros. Las bolsas se enterraron verticalmente en los primeros 16 cm de profundidad de labranza, o se dejaron en superficie, apoyadas horizontalmente y en íntimo contacto con el suelo. En cada muestreo se sacaron ocho bolsas por tipo de malla y situación. Durante la siembra del maíz se retiraron las bolsas y se instalaron inmediatamente después de terminada. Las bolsas se llevaron al laboratorio; el rastrojo se lavó sobre una malla de 1 mm para sacar el suelo adherido, se secó a 70°C y se pesó.

Las precipitaciones y la temperatura del suelo se midieron en un observatorio meteorológico ubicado a 100 m de distancia del ensayo. El muestreo del suelo se realizó con un barreno de 8 cm de diámetro. Se tomaron diez "piques" por parcela hasta los 16 cm de profundidad, de los cuales se obtuvo una muestra compuesta por cada una. Estas fueron homogeneizadas a mano y tamizadas con una malla de dos milímetros. La humedad se determinó con un gravímetro; y el contenido de N-asimilable ($\text{N-NH}_4 + \text{N-NO}_3$) por destilación (2). El carbono en la biomasa microbiana se cuantificó mediante fumigación (12), usando un factor k de 0.45 (15); el tenor de nitrógeno en los cuerpos de los microorganismos se estimó por medio del método de Voroney y Paul (29).

La actividad biológica en condiciones controladas de humedad y temperatura se obtuvo del suelo de control no fumigado. Se midió la producción de C-CO₂ en el campo usando cilindros de PVC de 7.5 cm de diámetro interno y 14 cm de altura con tapa de rosca, los cuales se enterraron hasta una profundidad de cinco centímetros. El C-CO₂ se recogió en 15 ml de NaOH 5 N contenidos en un vial que se cambió en cada muestreo. Se colocaron cuatro cilindros por parcela y como blancos se usaron cilindros que tenían en su base una placa de PVC pegada herméticamente. Para evaluar el aporte de C-CO₂ de las raíces del maíz y de la flora, asociada a la respiración total del suelo, se clavaron en las hileras del cultivo cuatro cilindros de acero, de 20 cm de diámetro interno y 55 cm de longitud, hasta una profundidad de 50 centímetros. Las razones para utilizar estos cilindros fueron prevenir la entrada de raíces y permitir el libre movimiento vertical

del agua. Los cilindros se mantuvieron sin plantas y dentro de ellos se instalaron respirómetros de PVC, semejantes a los usados en el resto de las mediciones. La producción de C-CO₂ del suelo se determinó en ausencia de raíces, desde el estado de cinco hojas hasta la fase de llenado de grano.

Los datos de materia seca remanente se ajustaron por mínimos cuadrados al modelo exponencial negativo:

$$R = R_0 \cdot e^{-kt}$$

donde:

- R = rastrojo remanente
- R₀ = rastrojo inicial
- k = pendiente: fracción de material descompuesta por unidad de tiempo
- t = tiempo

El análisis de los datos se hizo mediante ANVA y prueba de Duncan, regresión y correlación lineal; la significancia de los ajustes se determinó por F, y la comparación de las pendientes por la t.

RESULTADOS Y DISCUSION

La precipitación pluvial y la temperatura del suelo se incrementaron en el verano (Fig. 1). El total de lluvia caída fue de 389 mm y la temperatura media del suelo a 10 cm a 17 grados centígrados. La humedad edáfica osciló entre el 13% y el 23% durante la toma de las muestras (Fig. 1).

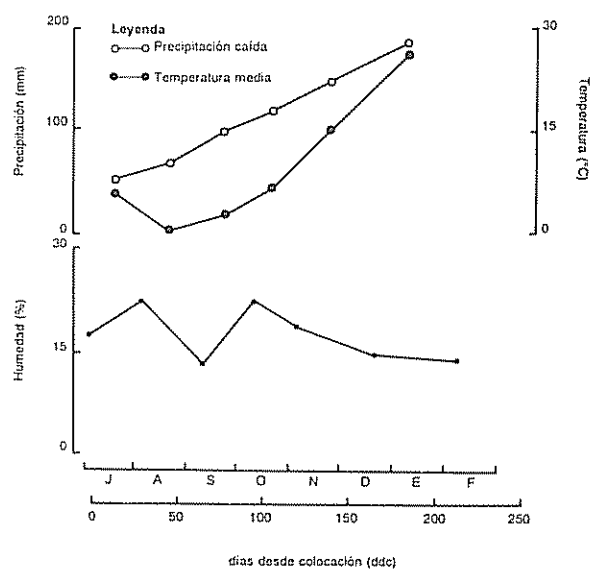


Fig. 1. Precipitación caída y temperatura media del suelo a 10 cm de profundidad entre muestreos y humedad edáfica.

La descomposición del rastrojo enterrado fue más rápida que la del superficial (Fig. 2). Las curvas de materia seca se ajustaron al modelo exponencial negativo, duplicándose la fracción descompuesta por unidad de tiempo en el primer caso (Cuadro 1). A los siete meses de la incorporación sólo quedaba un remanente del 5% al 10% en esta situación. La pérdida de peso del material vegetal normalmente se intensifica durante las fases iniciales del proceso de degradación (4, 5, 8, 10, 27), y luego se hace más lenta. Esto se debe a que los microorganismos, primero, utilizan los compuestos fácilmente asimilables, por lo que luego queda como sustrato la celulosa y lignina (1, 30). En este caso, sin embargo, el rastrojo enterrado, cuya descomposición fue casi completa, perdió peso con velocidad constante. Pareciera que el aumento de la precipitación pluvial y de la temperatura en el verano disminuyeron la asimilación del material, por la influencia de los factores ambientales sobre la velocidad de descomposición (17, 19), que determinó que se mantuviera la tasa de pérdida de peso. Por otro lado, generalmente, los residuos vegetales incorporados se descomponen más rápidamente que los dejados en superficie (5, 6, 11, 22). Esto se debe a que el rastrojo no enterrado está expuesto a la desecación. El contenido de agua del material es un factor fundamental para determinar la velocidad de su utilización por los microorganismos (17), y los residuos están más secos en la superficie del suelo que cuando son incorporados (5, 11).

Cuadro 1. Ajuste de los datos de materia seca remanente al modelo exponencial negativo.

Tratamiento	R ₀	k (g·g ⁻¹ ·d ⁻¹)	r
Superficiales			
1.2 x 1.2 mm	107	-0.00444 a	0.967 ++
6 x 9 mm	109	-0.00668 b	0.970 ++
Enterradas			
1.2 x 1.2 mm	88.2	-0.0111 c	0.964 ++
6 x 9 mm	96.5	-0.0150 d	0.997 ++

Leyenda:

a y b difieren significativamente P = 0.05

c y d dif. sig. P = 0.05

a y c dif. sig. P = 0.001

b y d dif. sig. P = 0.001

++ sig. P = 0.01

El ritmo de pérdida de peso del material en las bolsas con poros de 6 mm x 9 mm fue significativamente mayor, tanto en superficie como en profundidad (Cuadro 1). En este caso la fracción descompuesta por día estuvo entre un 35% y un 50% más alta. Dos causas

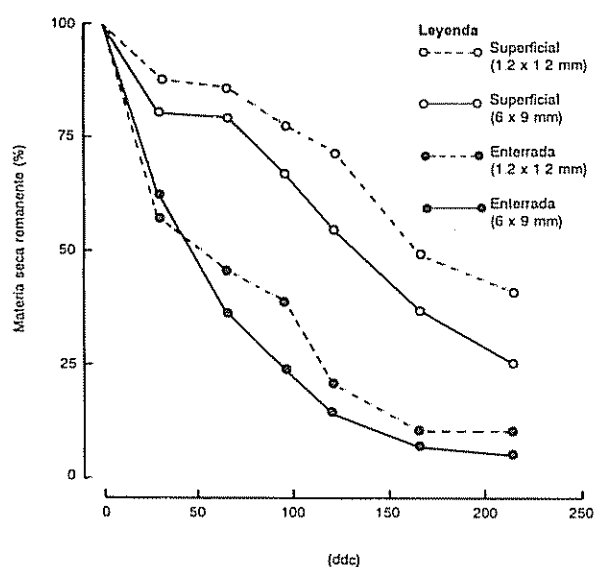


Fig. 2. Porcentaje de materia seca remanente: superficial a 1.2 mm x 1.2 mm, superficial a 6 mm x 9 mm, enterrada a 1.2 mm x 1.2 mm, enterrada a 6 mm x 9 milímetros.

podrían haber determinado este efecto: la acción de la macrofauna que disminuye el tamaño de partícula, favoreciendo la descomposición microbiana (13), y un mejor contacto entre el material y el suelo. En cada muestreo se sacaron 40 cilindros de suelo que representaron una superficie de 0.2 metros cuadrados. Durante el tamizado casi no se observó la presencia de gusanos o lombrices. Sólo en dos ocasiones se encontró un gusano blanco en las muestras, lo que indica una población máxima baja, no mayor de cinco gusanos por metro cuadrado. Por otro lado, la penetración del suelo en las bolsas determinó la formación de una asociación suelo-rastrojo más notoria en los casos en que se usó malla de poros más grandes.

Estos hechos inducen a pensar que la mayor tasa de pérdida de peso del material en las bolsas con malla de 6 mm x 9 mm, se debió a un mejor contacto del rastrojo con el suelo, que favorece su humectación y colonización microbiana. Se ha considerado que con mallas podrían perderse de las bolsas los restos de tamaño pequeño (24). Sin embargo, en este ensayo parece que eso no sucedió, al menos en el caso del material enterrado, ya que la formación de la asociación entre el rastrojo y el suelo, que se encontró húmeda en todos los muestreos –produciendo la unión de los restos vegetales entre sí– hizo poco probables esas pérdidas.

La actividad biológica determinada con muestras incubadas disminuyó a medida que progresó el ensayo (Fig. 3), siendo la respiración aparentemente regulada en forma lineal, por el contenido de nitrógeno asimilable ($r = 0.79$, $P = 0.05$). La cantidad remanente de

residuos no estuvo relacionada con este proceso, ya que al tamizarse las muestras se previno la inclusión de rastrojo en ellas. Por el contrario, la producción de C-CO₂ en el campo se intensificó durante los últimos meses (Fig. 3). La temperatura y la humedad son factores ambientales que regulan la actividad biológica del suelo y, en consecuencia, influyen sobre la respiración en condiciones naturales (9, 21). En ambientes en que el agua es el principal factor limitante, se ha observado que la humedad edáfica regula la producción de C-CO₂ (18). Cuando existen grandes amplitudes térmicas, enfriándose el suelo marcadamente en invierno, la temperatura es el factor que más influye sobre la respiración del suelo (7, 14).

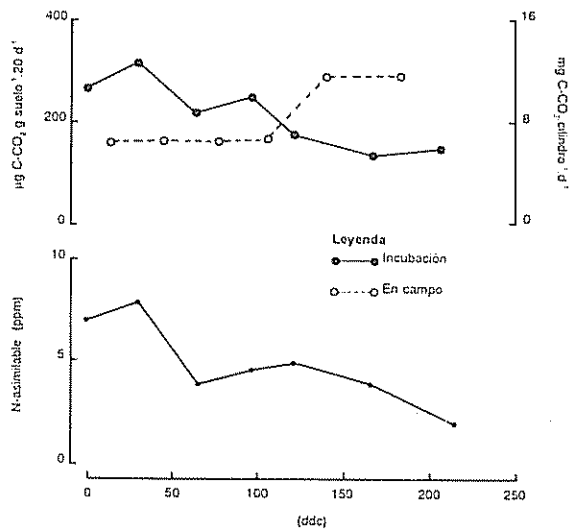


Fig 3. Respiración microbiana en condiciones de incubación y a campo, y contenido de nitrógeno asimilable del suelo.

Entre julio y octubre, la actividad biológica se mantuvo constante, a pesar de que la temperatura media aumentó de 8.4°C a 17.6 grados centígrados. Durante estos meses las lluvias fueron muy escasas, y si bien a los 28 y 92 días de la incorporación la humedad del suelo era alta, ello se debió a que todas las precipitaciones del período entre muestreos cayeron en las dos semanas previas a esas mediciones. Esto hace pensar que el nivel medio de humedad fue bajo hasta octubre y que la falta de agua limitó la actividad biológica. La respiración se duplicó entre noviembre y febrero, período en el cual se registraron las mayores temperaturas y precipitaciones. Las correlaciones lluvia-respiración ($r=0.915$) y temperatura-respiración ($r=0.887$) fueron significativas ($P=0.05$). En este período se desarrolla el cultivo de maíz, y las raíces de las plantas pueden producir una fracción considerable del C-CO₂ que libera el suelo (23). Sin embargo, el

incremento de la respiración ocurrió antes del estado de cinco hojas, y el C-CO₂ generado dentro de los cilindros de acero en ausencia de raíces –desde ese momento hasta inicio de la granazón– fue sólo un 10% menor (sig. $P=0.10$) al producido fuera de ellos.

Esto indica que el aumento de la respiración se debió fundamentalmente a una mayor utilización microbiana del carbono edáfico al incrementarse la temperatura y las precipitaciones. La roturación previa a la siembra del maíz pudo contribuir a este proceso, ya que la alteración de la estructura física (20) o el secado y posterior rehumectación del suelo (16) generan bruscos aumentos en la actividad biológica. El nivel de humedad medido durante el muestreo fue de 13% - 15% en el período de intensa producción de C-CO₂, pero al haberse hecho las mediciones cada 40 -50 días, esos valores no pueden considerarse representativos del contenido de agua del suelo durante ese lapso. Luego de abundantes precipitaciones la respiración edáfica puede aumentar marcadamente y disminuir a los pocos días (14); entre noviembre y febrero se produjeron ocho lluvias mayores que 20 milímetros.

La biomasa microbiana no pareció estar influenciada por la disponibilidad de carbono del rastrojo ni por la evolución de la temperatura y de las lluvias, pues su nivel fue relativamente constante (Fig. 4). A los 161 días, sin embargo, los niveles de carbono y del nitrógeno de la biomasa fueron menores (sig. $P=0.01$) que los determinados en los otros muestreos. La perturbación producida durante la siembra del maíz podría haber causado este efecto. Cuando se "muele" suelo se produce la muerte de microorganismos (20); además las labores de labranza causan desecación, y ésta disminuye la población microbiana edáfica (25).

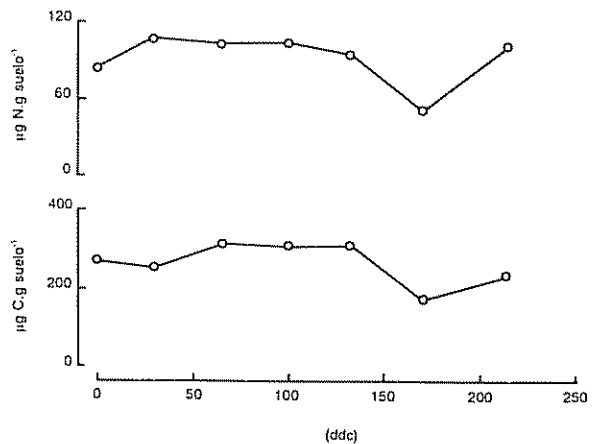


Fig 4. Carbono y nitrógeno en la biomasa microbiana

Durante el invierno y la primera mitad de la primavera, período en que la respiración en el campo y la biomasa fueron constantes, asumiendo que todo el C-CO₂ producido provino de la biomasa contenida de 0 cm a 16 cm, la actividad específica de ésta fue de 0.026 mg C-CO₂ / mg C-biomasa⁻¹ · d⁻¹. Durante el final de la primavera y el verano la actividad aumentó a un valor medio de 0.069 mg C-CO₂ / mg C-biomasa⁻¹ · d⁻¹. Este incremento en la intensidad del metabolismo pudo deberse a que parte de la biomasa –inicialmente en

estado latente– entrara en actividad al aumentar la cantidad de carbono disponible a causa de la labranza del suelo, la temperatura y las precipitaciones, ya que la fracción de la biomasa total en estado activo varía en relación con los factores ambientales (28). Un mayor requerimiento de energía para sostener el funcionamiento celular podría también estar relacionado con este fenómeno, debido a que al aumentar la temperatura también lo hace el consumo de mantenimiento (3).

LITERATURA CITADA

1. BERG, B. 1984. Decomposition of root litter and some factors regulating the process: Long term root litter decomposition in a Scotch pine forest. *Soil Biology and Biochemistry* (England) 16:609-617.
2. BREMMER, J. 1965. Inorganic forms of nitrogen: Methods of soil analysis. *Agronomy Journal* (EE.UU.) 2:1572.
3. CHAPMAN, S.J.; GRAY, T.R. 1981. Endogenous metabolism and macromolecular composition of *Arthrobacter globiformis*. *Soil Biology and Biochemistry* (England) 13:11-18.
4. CHRISTENSEN, B.F. 1985. Wheat and barley straw decomposition under field conditions: Effect of soil type and plant cover on weight loss, nitrogen and potassium content. *Soil Biology and Biochemistry* (England) 17:691-697.
5. CHRISTENSEN, B.T. 1986. Barley straw decomposition under field conditions: Effect of placement and initial nitrogen content on weight loss and nitrogen dynamics. *Soil Biology and Biochemistry* 18:523-530.
6. DOUGLAS, C.L.; ALLMARAS, R.R.; RASMUSSEN, P.E.; RAMIG, R.E.; ROAGER, N.C. 1980. Wheat straw composition and placement effects on decomposition in dryland agriculture of the Pacific northwest. *Soil Science Society of America Journal* 44:833-837.
7. EDWARDS, N.T.; ROSS-LODD, B.M. 1983. Soil carbon dynamics in a mixed deciduous forest following clear-cutting, with and without residue removal. *Soil Science Society of America Journal* 47:1014-1021.
8. GODEAS, A.M.; ARAMBARRI, A.M.; GAMUNDI, L.J.; SPINEDI, H.A. 1985. Descomposición de la hojarasca en el bosque de lengua (*Nothofagus pumilio*). *Ciencia del Suelo* 3:68-77.
9. GUPTA, S.R.; SINGH, J.S. 1981. Soil respiration in a tropical grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 13:251-268.
10. HEUVELDOP, J.; ALPIZAR, L.; FASSBENDER, H.W.; ENRIQUEZ, G.; FOESTER, H. 1985. Sistemas agroforestales de café (*Coffea arabica*) con laurel (*Cordia alliodora*) y café con poró (*Erythrina poeppigiana*) en Turrialba, Costa Rica. II Producción agrícola, maderable y de residuos vegetales. *Turrialba* 35:347-355.
11. HOLLAND, E.A.; COLEMAN, D.C. 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in a agroecosystem. *Ecology* 68:425-433.
12. JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 8:209-213.
13. MACKAY, A.D.; KLADIVKO, E.J. 1985. Earthworms and rate of breakdown of soybean and maize residues in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 17:851-857.
14. MATHIES, K.; SCHRIEFER, T. 1985. Soil respiration during secondary succession: Influence of temperature and moisture. *Soil Biology and Biochemistry* 17:205-211.
15. OADES, J.M.; JENKINSON, D.S. 1979. Adenosine triphosphate content of the soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 11:201-204.
16. ORCHARD, V.A.; COOK, F.J. 1983. Relationship between soil respiration and soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry* 15:447-453.
17. ORSBORNE, J.L.; MACAULEY, B.J. 1988. Decomposition of *Eucalyptus* leaf litter: Influence of seasonal variation in temperature and moisture conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 20:369-375.
18. PARKER, L.M.; MILLER, J.; STEINBERGER, Y.; WHITFORD, W.C. 1983. Soil respiration in a Chihuahuan desert rangeland. *Soil Biology and Biochemistry* 15:303-309.
19. PERES, J.R.R.; SUHET, A.R.; VARGAS, M.A.T.; DROZDOWICZ, A. 1983. Litter production in areas of Brazilian "Cerrados". *Pesquisa Agropecuária Brasileira. Serie Agronomia* 18:1037-1043.
20. POWLSON, D.S. 1980. The effects of grinding on microbial and non-microbial organic matter in soil. *Journal of Soil Science* 31:77-85.
21. RAICHI, J.; EWEL, J.; OLIVERA, M. 1985. Soil-CO₂ efflux in simple and diverse ecosystems on a volcanic soil in Costa Rica. *Turrialba* 35:33-42.
22. SANCHEZ, C.P. 1988. Descomposición de residuos vegetales en un suelo cultivado de la provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo* 6:93-102.

23. SINGH, J.S.; GUPTA, S.R. 1977. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *Botanical Review* 43:449-528.
24. SINGH, J.S.; SHEKARD, C. 1989. Weight loss in relation to environmental factors during the decomposition of maize and wheat roots in a seasonally-dry tropical region. *Soil Biology and Biochemistry* 21:73-80.
25. SPARLING, G.P.; SPEIR, T.W.; WHALE, K.N. 1986. Changes in microbial biomass C, ATP content, soil phospho-monoesterase and phospho-diesterase activity following air-drying of soils. *Soil Biology and Biochemistry* 18:363-370.
26. TAYLOR, B.R.; PARKINSON, D.; PARSONS, W.F. 1989. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: A microcosm test. *Ecology* 70:97-104.
27. UVAROV, A.V. 1982. Decomposition of clover green matter in an arable soil in the Moscow region. *Pedobiología* 24:9-21.
28. VAN DE WERF, H.; VERSTRAEIE, W. 1987. Estimation of active soil microbial biomass by mathematical analysis of respiration curves: Calibration of the test procedure. *Soil Biology and Biochemistry* 19:261-265.
29. VORONEY, R.P.; PAUL, E.A. 1984. Determination of k_d and k_p *in situ* for calibration of the chloroform fumigation-incubation method. *Soil Biology and Biochemistry* 16:9-14.
30. WESSEN, B.; BERG, B. 1986. Long-term decomposition of barley straw: Chemical changes and ingrowth of fungal mycelium. *Soil Biology and Biochemistry* 18:55-59.

RESEÑA DE LIBROS

SCHARPENSCEL, H.W.; SCHONAKER, M.; AYOUB, A. (EDS.). 1990. Soils on a Warmer Earth. Amsterdam, Amsterdam. 275 p.

Este libro presenta los trabajos de un taller internacional realizado en 1990 en Nairobi, Kenia, auspiciado por el Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP) y la Sociedad Internacional para la Ciencia del Suelo (ISSS). Los objetivos del taller fueron: investigar los gases que promueven el "efecto de invernadero", y propiciar un intercambio de información sobre los efectos de cambios climáticos en la productividad sostenible de los suelos, especialmente en las regiones del trópico y subtropico.

En este texto 24 científicos de suelos presentan evaluaciones e inventarios referentes al efecto de estos cambios climáticos. La parte técnica se inicia con las conclusiones y recomendaciones del taller sobre cómo mejorar la situación, mediante la reducción de la concentración del CO y las emisiones de NO y CH y la adaptación del desarrollo de los países afectados a las variaciones potenciales del clima y al aumento del nivel del mar.

Los capítulos técnicos se inician con una visión general del efecto de invernadero y un análisis de las influencias sobre los cambios climáticos de las prácticas de manejo de suelos y cultivos. En otros capítulos se examinan los efectos de los cambios

climáticos sobre la morfología del suelo, la estructura y erosión de ellos, los cambios químicos como pH y eH, la salinización y sodificación de suelos, la materia orgánica en ellos, y su desarrollo.

También se presenta un análisis sobre el efecto de los cambios en diferentes sistemas de manejo de suelos y cultivos usados en la agroforestería, en los trópicos y subtropicos, en las regiones áridas y en las de clima mediterráneo y frío, sustancialmente afectadas por estos cambios. Además, se discuten enfoques sobre la reducción de las emisiones de gases y el uso de mecanismos que los absorban, como por ejemplo la disminución de la deforestación tropical. En los tres últimos capítulos se examina la influencia del "efecto de invernadero" sobre la agricultura de Africa, Asia y América Latina y el Caribe.

Este volumen es una obra de referencia importante para científicos de suelos, biólogos, agrónomos, ecólogos y expertos en el medio ambiente, por lo que no debería faltar en las bibliotecas de universidades y centros de investigación en esos campos. Lastimosamente no tiene índices que podrían facilitar la búsqueda de tópicos examinados en los diferentes capítulos.

ELEMER BORNEMISZA
UNIVERSIDAD DE COSTA RICA