

VARIACIÓN ESTACIONAL DEL NITRÓGENO DE LA BIOMASA MICROBIANA EN UN SUELO BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO¹

Seasonal fluctuations in soil microbial biomass nitrogen under different management systems

Hector Troncoso V.², Emilio Ruz J.³, Iván Vidal P.² y Luis Longeri S.²

SUMMARY

The variation of the levels of nitrogen within the microbial biomass of a volcanic soil (Medial, thermic, Typic Distrandept), was measured in three management systems: a) permanent grassland under grazing, with and without N fertilization, b) rotation of wheat after sugarbeet or corn, and c) a rotation of wheat-oats with two sources of N fertilization, urea and sodium nitrate. The microbial biomass was determined by the "fumigation-incubation" method. Within the grassland system there was not significant difference ($P > 0.05$) between the N treatments. In the rotation sugar beet-wheat, the level of N-biomass was 18% greater than that measured in the corn-wheat rotation ($P \leq 0.05$). Within the rotation of wheat-oat, nitrate increased N-biomass 40% over the control without N fertilization ($P \leq 0.05$), while the urea treatment increased the N-biomass only 6% ($P > 0.05$). Among all of the management systems, the N-biomass in the grassland (mean = $44.5 \mu\text{g g}^{-1}$) more than double what was measured in the crop rotations (mean = $19.5 \mu\text{g g}^{-1}$).

Key words: fumigation-incubation method, pasture, cropping system, microbial biomass.

INTRODUCCIÓN

Actualmente existe una justificada preocupación por la degradación del suelo y sus efectos adversos sobre la productividad agrícola y calidad del ambiente. El deterioro del suelo, que comprende procesos tales como erosión, pérdida de materia orgánica, compactación, salinización, contaminación y reducida actividad biológica, se ha extendido ampliamente en los suelos agrícolas, como consecuencia de prácticas de producción más intensivas y por la expansión de la agricultura a ambientes más frágiles.

En consideración a que el nitrógeno y la biomasa microbiana son claves en un sistema agrícola sostenible, la presente investigación se orientó a estudiar estos factores.

El nitrógeno sigue un ciclo de complejas transformaciones, particularmente en suelos con praderas bajo pastoreo, y para lograr un adecuado nivel de

producción y evitar el impacto ambiental que puedan ocasionar sus pérdidas, se requiere de un mejor conocimiento de los componentes del ciclo de este elemento (Ball y Ryden, 1984; Ryden, 1984).

La biomasa microbiana, se refiere a la parte viviente de la materia orgánica del suelo, sin considerar las raíces de las plantas ni organismos de tamaño mayor de $5 \times 10^3 \mu\text{m}^3$ (Jenkinson y Ladd, 1981). La biomasa juega un doble papel en el suelo: como agente de transformación de todos los materiales orgánicos que llegan al suelo y también como una reserva lábil de N, P y S (Bonde *et al.*, 1988; Jenkinson y Ladd, 1981). La calidad ambiental y calidad sostenida de los ecosistemas están relacionadas con el mantenimiento de la biomasa microbiana del suelo, la cual está fuertemente influenciada por el manejo (Janzen, 1987).

Prácticas tales como la labranza, rotación de cultivos, manejo de residuos y fertilización, regulan la biomasa microbiana, la que interviene en los procesos de descomposición de los residuos, ciclos de los nutrientes y transformación de la materia orgánica del suelo (Collins *et al.*, 1992; Doran y Smith, 1987). De esta forma, por ejemplo, la adición de residuos vegetales o estiércol animal, influencia positivamente la actividad y cantidad de la biomasa

¹Recepción de originales: 29 de noviembre de 1995.

²Dpto. de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Concepción. Casilla 537, Chillán, Chile.

³Centro Regional de Investigación Quilamapu (INIA), Casilla 426, Chillán, Chile.

microbiana. El rango normal del N-biomasa se presenta entre 40 a 385 kg ha⁻¹ para un suelo arable, entre 130 a 260 kg ha⁻¹ para un sistema forestal y entre 40 a 496 kg ha⁻¹ para praderas (Smith y Paul, 1990). Sin embargo, estos intervalos deben tomarse con ciertas restricciones, debido al número limitado de observaciones.

Los cambios en la biomasa microbiana han sido usados para seguir las transformaciones del suelo inducidas por la rotación (Sparling *et al.*, 1992; Vidal, 1994), manejo de residuos (Collins *et al.*, 1992), contaminación con metales pesados (Brookes y McGrath, 1984), sistema de labranza (Carter, 1986; Follet y Schimel, 1989; Powlson y Jenkinson, 1981; Vidal, 1994) y fertilización (Arcara y Sparvoli, 1989; Naumova y Barsukov, 1991). Los organismos del suelo pueden, además, promover una mayor estabilidad de los agregados del suelo por intermedio de varios mecanismos, tales como producción de gomas y mucílagos que unen las partículas y por el efecto de red de los organismos filamentosos (Burnes y Davies, 1986; Molohe y Page, 1986; Tisdall y Oades, 1982). En consecuencia, la pérdida de materia orgánica y, en particular, pérdidas en el componente microbiano del suelo, pueden afectar adversamente las características físicas, biológicas y nutricionales del suelo (Carter y Kunelius, 1986; Doran, 1987).

En praderas, los cambios estacionales en la biomasa pueden reflejar la disponibilidad de nitrógeno, influenciando al mismo tiempo la tasa de producción de forraje y/o la tasa de transferencia de nitrógeno entre otros componentes del sistema (Bristow y Jarvis, 1991). En cultivos de lenteja y arroz, una correlación positiva entre la producción de granos y biomasa microbiana indica que el nitrógeno y fósforo microbianos pueden contribuir a la nutrición de estos cultivos (Srivastava y Lal, 1994).

Las mediciones de la biomasa pueden revelar los cambios ocasionados por el manejo del suelo antes que tales cambios puedan ser detectados por medio de la determinación de C o N orgánico totales (Buchanan y King, 1992; Powlson *et al.*, 1987; Ritz *et al.*, 1992). Esta determinación de biomasa puede servir como un sensible indicador de toxicidad. Por ejemplo, los metales pesados causan una acción muy detrimental sobre esta variable (Brookes y McGrath, 1984). Mediciones de biomasa, también pueden ser útiles para el desarrollo de cualquier modelo relacionado con las transformaciones de la materia orgánica del suelo.

El objetivo de este estudio, fue determinar el efecto de tres tipos de manejo del suelo sobre el nitrógeno

de la biomasa microbiana y su evolución estacional: i) praderas permanentes bajo pastoreo, con y sin fertilización nitrogenada, ii) rotaciones culturales remolacha-trigo y maíz-trigo y iii) influencia de la fuente de nitrógeno en una rotación trigo-avena.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del sitio experimental. La investigación fue realizada en la Estación Experimental Santa Rosa, perteneciente al Centro Regional de Investigación Quilamapu, INIA, Chillán, durante el período comprendido entre julio de 1993 y julio de 1994. El suelo correspondió a la serie Diguillín (Medial, thermic, Typic Distrandept) ubicado en el valle regado de la zona centro sur de Chile (36°26' lat. S; 72°06' long. O; 220 m.s.n.m.). Se evaluó la variación estacional del N-biomasa microbiano bajo tres condiciones diferentes de manejo del suelo, las cuales se seleccionaron a partir de ensayos preestablecidos y que representan sistemas con riego típicos de la región: i) pradera permanente bajo pastoreo con y sin fertilización nitrogenada; ii) rotaciones culturales, y iii) fuente de N en rotación trigo-avena.

i) Pradera permanente bajo pastoreo: Correspondió a un ensayo efectuado en una pradera permanente en base a ballica (*Lolium perenne*) y trébol blanco (*Trifolium repens*) establecida el año 1988. El diseño experimental correspondió a bloques al azar con dos tratamientos (sin fertilización nitrogenada y con 150 kg N ha⁻¹) con 4 repeticiones. La dimensión de cada unidad experimental fue de 1.000 m². En el tratamiento fertilizado se aplicó como fuente nitrogenada urea en cuatro parcialidades durante el año. Como fertilización básica se adicionó 36 kg P ha⁻¹ y 50 kg K ha⁻¹.

ii) Rotaciones culturales: En un ensayo de evaluación de diferentes tipos de rotaciones se seleccionaron dos para el presente estudio. Estas fueron la rotación remolacha-trigo-trébol rosado y maíz-trigo-trébol rosado. El muestreo para N-biomasa se efectuó durante el cultivo de trigo y trébol rosado en ambas situaciones. El diseño experimental utilizado fue el de bloques al azar con cuatro repeticiones. El tamaño de la unidad experimental fue de 280 m². El cultivo de trigo recibió una fertilización de 200 kg N ha⁻¹, 66 kg P ha⁻¹ y 49,2 kg K ha⁻¹ como urea, superfosfato triple y cloruro de potasio respectivamente. En período de macolla se aplicó MCPA + Banvel. El trébol rosado recibió una fertilización de 4,84 kg P ha⁻¹, 32,8 kg K ha⁻¹ y 14 kg S ha⁻¹ como superfosfato triple y sulfato de potasio. Los cultivos previos en ambas rotaciones remolacha y maíz recibieron diferente fertilización. Para el caso de remolacha se aplicó 180 kg N ha⁻¹, 177,76 kg P ha⁻¹,

100,86 kg K ha⁻¹, 1.008,2 kg Ca ha⁻¹, 180 kg S ha⁻¹, 1 kg B ha⁻¹. El maíz recibió 300 kg N ha⁻¹, 52,8 kg P ha⁻¹, 106,6 kg K ha⁻¹, 35 kg S ha⁻¹ y 29 kg MgO ha⁻¹.

iii) **Fuente de N en la rotación trigo-avena:** Este ensayo fue establecido en el año 1985 en una rotación trigo-avena (con quema de rastrojo antes de la siembra), y cada año estos cereales fueron sometidos a diferentes tratamientos de fertilización (control sin N, 150 kg N ha⁻¹ como urea y 150 kg N ha⁻¹ como salitre sódico). Cada tratamiento consta de 3 repeticiones y el tamaño de la unidad experimental fue de 10,5 m². La fertilización básica recibida por la avena fue de 52,8 kg P ha⁻¹, como superfosfato triple.

En cada uno de los tratamientos señalados anteriormente, se procedió a muestrear quincenalmente desde julio de 1994 hasta julio de 1995 para la determinación de N-biomasa, con un barreno de tubo de 2 cm de diámetro y a 15 cm de profundidad, obteniéndose 15 submuestras para cada repetición de los ensayos de pradera y rotaciones, y 7 submuestras por repetición para el ensayo de fuente nitrogenada.

Metodología analítica. Las muestras obtenidas en terreno se procesaron dentro de un período de 24 horas después del muestreo con la misma humedad de campo y se tamizaron a 2 mm. Para la determinación del contenido de agua del suelo se usó una submuestra de aproximadamente 50 g y se sometió a secado en un horno a 105 °C por 48 horas. El resto de la muestra se destinó para la determinación de N-biomasa microbiana mediante el método "fumigación-incubación" propuesto por Jenkinson y Powlson (1976). Para ello se tomaron dos porciones de suelo por cada repetición de aproximadamente 50 g, que se introdujeron en desecadores. Las muestras en uno de los desecadores se fumigaron con cloroformo, y para este efecto se dispusieron en el desecador con un papel húmedo en el fondo, sobre el cual se colocó un vaso de precipitado con 50 ml de CHCl₃. Con una bomba de vacío se aplicó succión a -0,7 atm, luego se dejó en la obscuridad por 24 horas a 25 °C. Paralelamente el otro desecador sin cloroformo se sometió a las mismas condiciones. Después de las 24 horas se extrajo el cloroformo y se evacuó el gas remanente aplicando succión a -0,7 atm por 7 a 8 oportunidades. La muestra fumigada se inoculó con aproximadamente 0,5 g de la muestra original. Luego las muestras se incubaron por 10 días a 25 °C. Finalizado el período de incubación, el nitrógeno inorgánico se extrajo agitando por una hora la muestra con K₂SO₄ 0,5 M, en una proporción de 25 g de suelo húmedo y 100 ml de solución extractante. Luego la solución fue filtrada (Whatman Nº 1) y determinada su cantidad de nitrógeno amoniacal y nítrico por arrastre con vapor, usando MgO y aleación Devarda.

El método utilizado para la determinación de N-biomasa en este estudio, se basa en que el nivel de nitrógeno mineralizado durante la incubación de la muestra fumigada, menos el nitrógeno de la muestra control sin fumigación, se relaciona directamente con la cantidad de nitrógeno de la biomasa microbiana del suelo, por medio de un factor empírico (Kc) desarrollado por varios autores. En el presente trabajo se tomó un factor Kc de 0,68 propuesto por Shen *et al.*, (1984).

Características químicas del suelo e información climática. Se registró la precipitación, temperatura promedio máxima y mínima atmosférica y del suelo a 10 cm de profundidad durante el período del experimento. Esta información se obtuvo a partir de una estación meteorológica ubicada alrededor de 500 m de los sitios experimentales. Además, en cada tratamiento considerado se procedió a efectuar un análisis químico inicial del suelo, determinándose pH (relación suelo:agua de 1:2,5), materia orgánica, N inorgánico, P Olsen, K, Ca, Mg y Na de intercambio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características químicas de los suelos e información climática

En el Cuadro 1, se presentan las características químicas del suelo sometido a las diferentes prácticas de manejo al inicio del estudio. El pH es ligeramente ácido bajo los diferentes tratamientos y se observa un ligero incremento de la acidez como consecuencia de la aplicación de urea, como es el caso de la pradera y rotación maíz-trigo. Cabe señalar, que en la rotación remolacha-trigo se aplicó, además, cal IANSA en dosis de 2 ton ha⁻¹. La materia orgánica se presenta en niveles medios a altos y difiere entre cada unidad de manejo debido a que corresponden a diferentes sitios experimentales. El contenido de N inorgánico se encuentra en niveles bajos con la excepción de la pradera sometida a fertilización nitrogenada. El P disponible es bajo en las praderas y rotaciones, en tanto que en el ensayo de fuente nitrogenada se encuentra en niveles medios. El K intercambiable es alto en las praderas y deficitario en las rotaciones, aun cuando los cultivos precedentes recibieron fertilización potásica (remolacha 98,4 kg K ha⁻¹; maíz 106,6 kg K ha⁻¹). Llama la atención en el ensayo de fuentes de N que la fertilización con urea equivalente a 150 kg N ha⁻¹ durante 9 años (desde 1985) ha significado una fuerte reducción en el nivel de K equivalente al 46% del tratamiento con fuente nítrica. También se afectaron, pero en menor grado las otras bases de intercambio como Ca y Mg.

CUADRO 1. Características químicas del suelo al inicio del estudio de acuerdo a los diferentes tratamientos de manejo**TABLE 1. Soil chemical properties at the beginning of the study according to the several management treatments**

	Pradera		Rotaciones		Rotación trigo-avena fuente de N		
	Sin N	Con N	Rem.-trigo	Maiz-trigo	Sin N	Urea	Salitre
pH	6,5	6,3	6,3	5,9	6,2	6,0	6,4
M.O. %	10,7	10,1	11,1	11,2	5,8	5,7	6,3
N inorgánico	17,8	50,5	12,5	19,5	7,2	6,3	6,7
P Olsen	6,0	9,0	7,3	5,0	15,3	13,3	14,0
K interc.	164,3	180,3	54,8	47,3	125,2	74,0	138,7
Ca meq/100 g	6,7	7,6	5,8	3,9	8,7	8,1	8,5
Mg meq/100 g	1,1	1,1	0,5	0,4	1,7	1,5	1,6
Na meq/100 g	0,2	0,1	0,3	0,1	0,2	0,2	0,6

Los datos mensuales de precipitación media, promedio de las temperaturas máximas y mínimas atmosféricas y temperatura media del suelo a 10 cm de profundidad, se presentan en el Cuadro 2. Las precipitaciones siguen la típica distribución de la lluvia de la zona en la cual existe un periodo de lluvia invernal y otro de sequía estival. Así, se observa que a través de todo el periodo estudiado, el máximo porcentaje de agua caída (81%) correspondió a los meses de otoño e invierno. En cuanto a la temperatura del suelo se observó una fluctuación anual dependiente de la estación, en la cual el mínimo fue de 6,8 °C, al inicio del experimento en el mes de julio, para llegar a un máximo de 24,1 °C en enero.

CUADRO 2. Datos mensuales de precipitación, temperatura media del suelo a los 10 cm de profundidad y promedio de las temperaturas atmosféricas**TABLE 2. Monthly precipitation data, average temperature of the soil to 10 cm depth and average of atmospheric temperatures**

Mes	Lluvia mm	T° suelo °C	T° mín. °C	T° máx. °C
Julio	130,9	6,8	1,6	12,7
Agosto	156,5	8,7	3,8	14,5
Septiembre	32,9	12,3	2,1	16,4
Octubre	138,9	16,5	6,1	19,6
Noviembre	43,1	19,9	5,7	22,1
Diciembre	18,6	22,2	9,0	25,3
Enero	3,1	24,1	8,7	29,2
Febrero	20,6	21,6	6,7	28,5
Marzo	2,0	21,3	6,9	26,0
Abril	150,9	13,7	5,8	19,3
Mayo	59,6	10,5	4,3	16,1
Junio	263,6	10,6	6,5	13,9
Julio	204,8	8,4	3,1	12,2

N-Biomasa en el sistema de pradera bajo pastoreo

La cantidad total de N presente en la biomasa microbiana presentó un intervalo de variación entre 25 a 64 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Figura 1), equivalentes a 50 a 130 kg N ha^{-1} aproximadamente (15 cm de prof. y densidad aparente de 0,65 g/cm^3), lo que representa una cantidad importante de N lábil. Sin embargo, estos valores presentaron una gran variabilidad durante el periodo de estudio, incrementándose en los meses de primavera y declinando en los meses de verano e invierno. Ambas disminuciones coinciden con temperaturas extremas correspondientes a altas temperaturas en verano y bajas en invierno. Cabe señalar, además, que el N-biomasa no correlacionó con el contenido de humedad del suelo ni con la precipitación.

El incremento del N-biomasa observado en primavera puede ser consecuencia de una estimulación por efecto de un mayor suministro de sustratos carbonados provenientes de exudados del sistema radicular por una mayor actividad y reciclaje de las raíces. Por otro lado, si bien no se observó una asociación muy clara entre cada pastoreo con el N-biomasa, es posible que factores como desfoliación, devolución de orina y fecas, pisoteo, estimulación del rebrote de las plantas, tengan un efecto sobre las grandes variaciones observadas desde noviembre hasta el final del experimento. Pero la tendencia general de disminución desde el inicio del muestreo hasta la etapa final sugiere la posibilidad de que el pastoreo intensivo pudo haber empeorado la estructura del suelo e incidido negativamente en la actividad microbiana. Al respecto, Scholefield y Hall (1985), observaron un incremento de la compactación por efecto de un pastoreo intensivo y una reducción importante en la biomasa

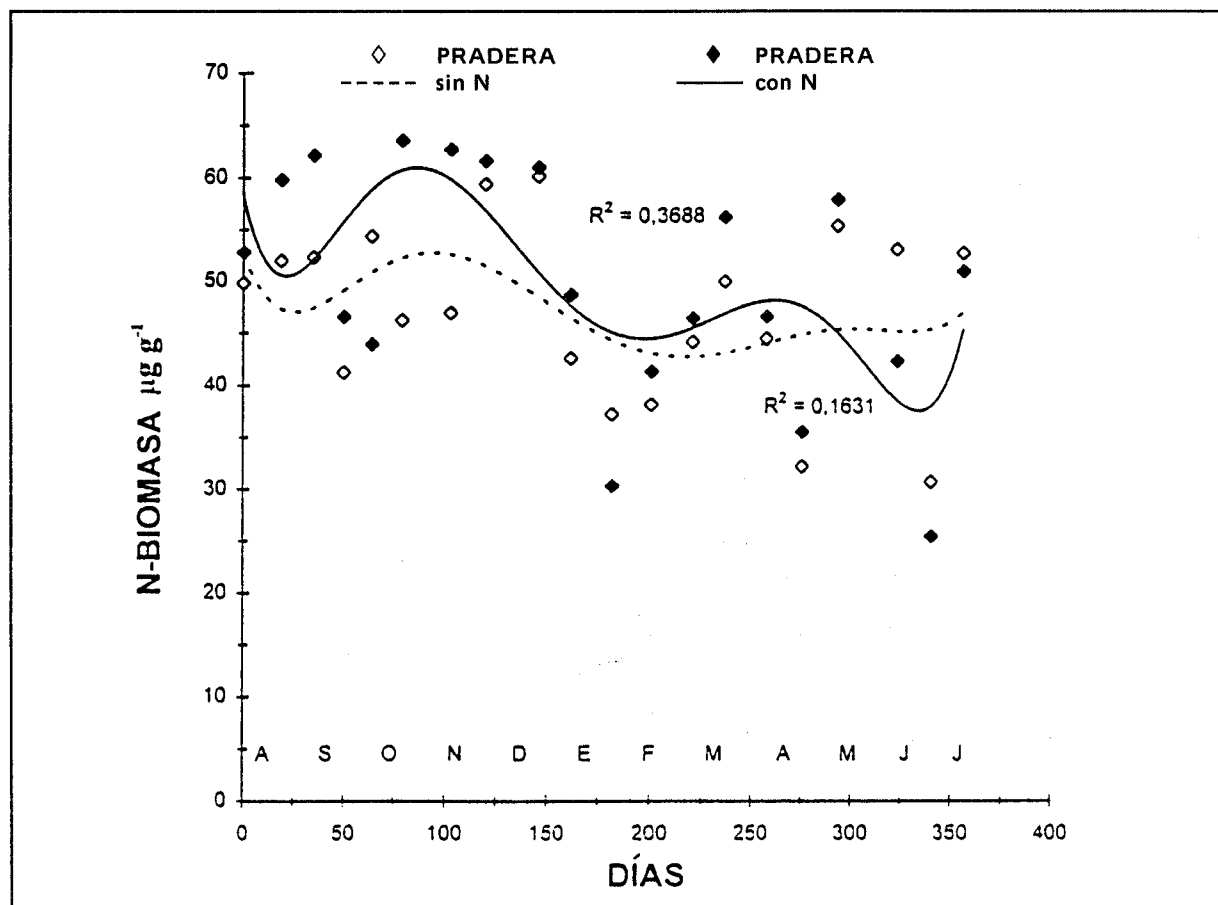


FIGURA 1. Tendencia de los niveles de nitrógeno de la biomasa microbiana en praderas con pastoreo con y sin fertilización nitrogenada.

FIGURE 1. N-biomass variation levels in permanent grassland under grazing, with and without N fertilization.

microbiana. También, Kaiser *et al.* (1990), informan que la compactación influye negativamente en la biomasa microbiana.

Respecto al efecto del tratamiento de fertilización nitrogenada sobre la pradera, si bien se observó un cambio en la composición botánica, no hubo efecto significativo ($P \leq 0,05$) sobre el N-biomasa. La mayor cantidad de N-biomasa en el tratamiento fertilizado fue solamente significativa a un nivel $P = 0,12$.

N-Biomasa en las rotaciones culturales

En la Figura 2 se presenta la tendencia del N-biomasa durante los meses posteriores a la cosecha de remolacha y maíz. En el período de evaluación de la biomasa, el suelo fue ocupado por trigo desde el 7 de septiembre al 23 de enero y el 3 de mayo se sembró trébol rosado. El rastrojo del cultivo de trigo se mantuvo sobre el suelo hasta su preparación para la siembra del trébol en donde se incorporó. El

N-biomasa en ambas rotaciones varió de 7 a 29 $\mu\text{g g}^{-1}$ y el análisis de varianza indicó diferencias significativas entre las fechas de muestreo ($P \leq 0,01$). El período de menor N-biomasa se presentó durante el ciclo de trigo en ambas rotaciones. Hubo un incremento notable de la biomasa después de cosecha, cuando el suelo estaba cubierto con residuos. Collins *et al.* (1992), en relación al manejo de residuos en un ensayo de larga duración, reportaron una reducción del 57% en la biomasa cuando se procedió a quemar el rastrojo. La disminución del N-biomasa puede ser consecuencia de la alta demanda de nitrógeno inorgánico por parte del cultivo, que puede ser competitiva con la biomasa microbiana. Esta misma situación ha sido observada por otros autores, tales como Jackson *et al.* (1989) y Srivastava y Lal (1994), quienes señalan que aunque la extracción de nitrógeno por la biomasa procede a una mayor velocidad, la absorción por parte del cultivo a comienzo de primavera puede ser suficiente para limitar el suministro de nitrógeno para la

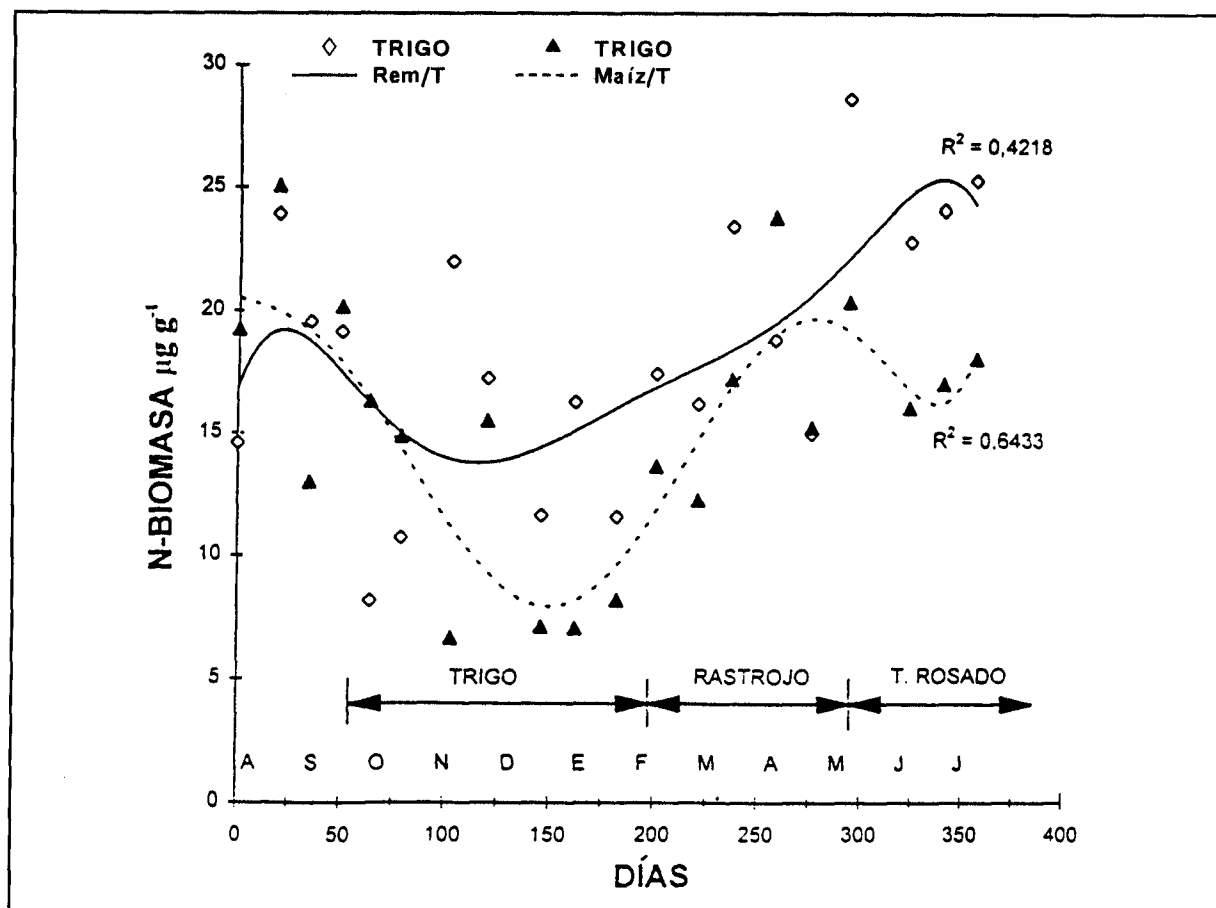


FIGURA 2. Tendencia de los niveles de nitrógeno de la biomasa microbiana del suelo en rotaciones de remolacha-trigo y maíz-trigo.

FIGURE 2. N-biomass variation levels in rotation of wheat after sugarbeet and wheat after corn.

biomasa microbiana. De esta forma la reducción en el N-biomasa ($P \leq 0,01$) a fines de noviembre, bajo ambos tratamientos de rotación, puede reflejar una depresión, en esta época, del nitrógeno mineral en el suelo.

Los sistemas de rotación remolacha-trigo y maíz-trigo difirieron estadísticamente entre sí ($P \leq 0,05$), siendo superior la rotación remolacha-trigo en un 18%. Se infiere que el cultivo previo y su manejo tiene gran influencia en el N-biomasa. En efecto, el cultivo de remolacha recibió una fertilización más completa, lo que se manifestó en mejores índices de fertilidad (Cuadro 1). Se destaca en esta rotación, una menor acidez, mayor disponibilidad de fósforo y de bases intercambiables, tales como potasio, calcio y magnesio. Lo anterior es coincidente con lo señalado por Naumova y Barsukov (1991), quienes encontraron 10 a 30% más de biomasa microbiana en los tratamientos fertilizados en comparación con el control sin fertilización. La excepción se presentó en los

niveles de nitrógeno disponible que fue ligeramente mayor en la rotación maíz-trigo, por efecto de la mayor dosis de nitrógeno aplicada.

Los mayores índices de fertilidad señalados precedentemente, se reflejaron en los rendimientos de trigo, el cual recibió idéntica fertilización para ambos tratamientos, y sin embargo, éstos fueron de 71 y 66 qqm ha⁻¹ para trigo después de remolacha y trigo después de maíz, respectivamente.

Fuente de N en la rotación trigo-avena

En la Figura 3, se presenta la tendencia del N-biomasa en el cultivo de avena sometido a dos fuentes de nitrógeno (urea y nitrato) y del control sin fertilización. Se evaluó también el N-biomasa durante los meses posteriores a la cosecha de avena, con presencia de rastrojos sobre el suelo hasta el final del experimento.

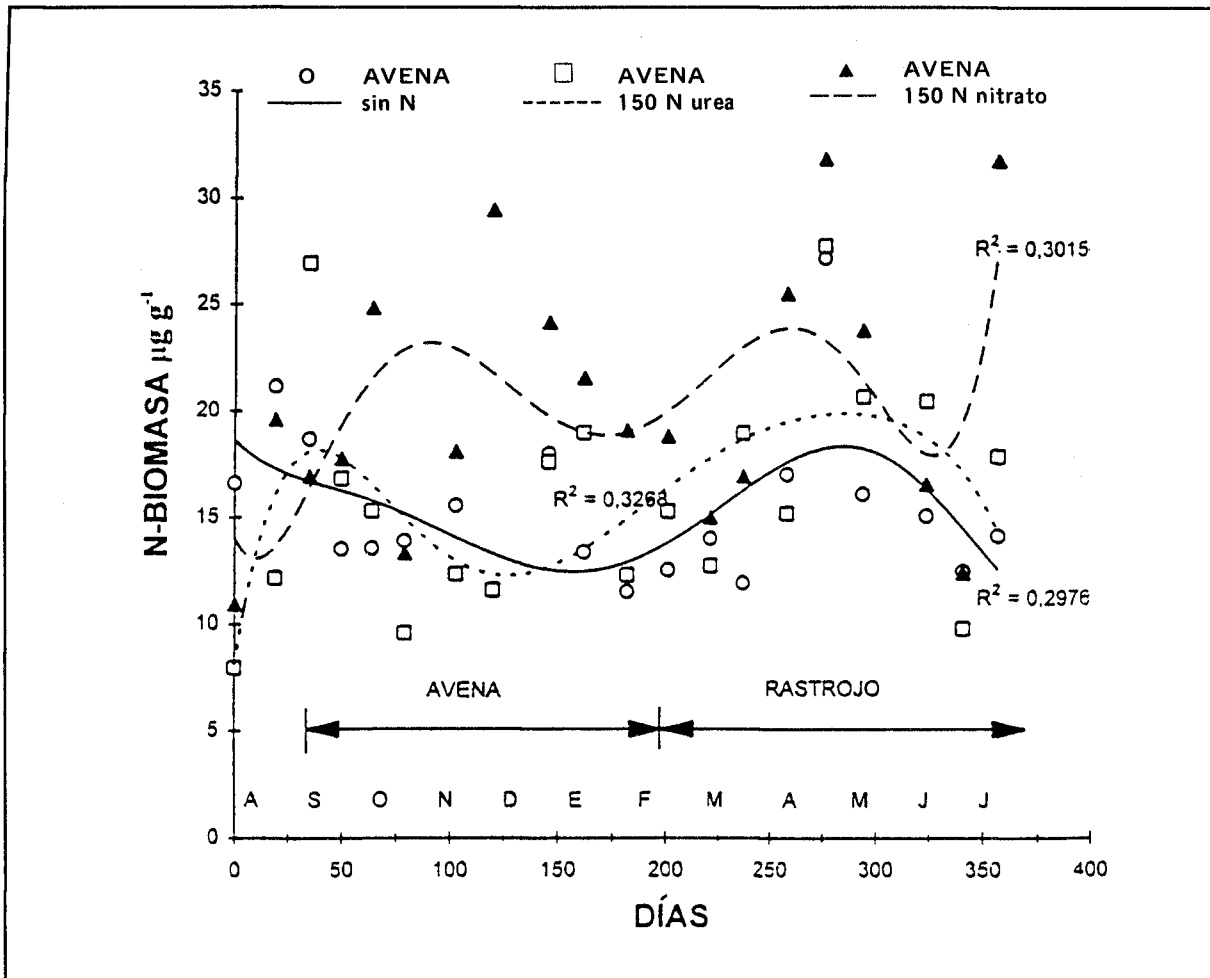


FIGURA 3. Tendencia de los niveles de nitrógeno de la biomasa microbiana del suelo en avena con dos fuentes de nitrógeno, urea y nitrato, y un control sin fertilización.

FIGURE 3. N-biomass variation levels in a rotation of wheat-oats with two sources of N fertilization, urea and sodium nitrate.

Los tratamientos de fuente de nitrógeno difirieron estadísticamente entre sí ($P \leq 0,05$), siendo superior el N-biomasa en el tratamiento que recibió nitrato sódico en comparación con la urea. El promedio obtenido fue de $21 \mu\text{g g}^{-1}$ para nitrato sódico, $16 \mu\text{g g}^{-1}$ para urea y $15 \mu\text{g g}^{-1}$ para el control. Se infiere en consecuencia, que la fuente de nitrógeno aplicada tiene incidencia en el N-biomasa y el mejor resultado obtenido con nitrato sódico sería resultado de un mayor pH y disponibilidad de bases intercambiables (Cuadro 1). En efecto, al aplicar urea se tuvo un ligero efecto de acidificación y una pérdida importante de bases, principalmente potasio y este tratamiento no difirió estadísticamente con el control sin nitrógeno, de acuerdo al análisis de varianza.

El N-biomasa en los tratamientos varió de 8 a $32 \mu\text{g g}^{-1}$ y el análisis de varianza indicó diferencias

significativas entre las fechas de muestreo ($P \leq 0,01$). El período de menor N-biomasa se presentó al final del ciclo de la avena (diciembre, enero), independiente del tratamiento de fertilización nitrogenada. Hubo un incremento notable del N-biomasa después de cosecha, cuando el suelo estaba cubierto con residuos. El promedio general de N-biomasa durante la permanencia del rastrojo fue 12% superior a lo obtenido durante el cultivo de avena.

El comportamiento anterior es similar a lo señalado precedentemente para el caso de las rotaciones y, tal como se indicó, la absorción de nitrógeno por parte del cultivo, y la menor disponibilidad de carbono orgánico (debido a la presencia del cultivo), pudo limitar el suministro de nitrógeno para la biomasa microbiana y, en consecuencia, constituir un factor de competencia.

Al analizar los resultados obtenidos en los tres sitios experimentales, se destacó la pradera con los mayores valores de N-biomasa, siendo más del doble de lo observado en los otros dos sitios experimentales con rotación de cultivos. Ello sería consecuencia de un suministro constante y abundante de sustrato orgánico tales como raíces, exudados y biomasa vegetal, además del retorno de nutrientes y materiales orgánicos efectuado por medio de las excretas animales. Ello favorecería la actividad de los microorganismos. Por otro lado, la labranza efectuada en los ensayos de rotaciones y de fuente nitrogenada, comparado con las praderas, tendría un efecto negativo para el crecimiento microbiano, lo cual está reportado por numerosos autores (Follet y Shimel, 1989; Carter, 1986; Schnurer *et al.*, 1985; Vidal, 1994), y que se confirma en este estudio para varios sistemas productivos.

Sparling *et al.* (1992), informan que después de 11 años de maíz continuo, la biomasa se redujo en un intervalo de 54 a 60% en los primeros 20 cm de suelo, en comparación con pradera permanente.

En términos generales, el N-biomasa presentó un amplio rango de variación a través del año. No obstante, independiente del sistema de manejo del suelo, siempre se obtuvieron los más bajos valores en los meses de diciembre y enero, coincidiendo

con déficit de precipitación y altas temperaturas ambientales. En tanto, durante primavera y otoño predominaron valores más altos de N-biomasa. Ello sugiere la influencia importante que pueden tener los factores climáticos en su evolución estacional.

CONCLUSIONES

- El N presente en la biomasa microbiana en las praderas bajo pastoreo presentó un intervalo de variación entre 25 y 64 $\mu\text{g g}^{-1}$, equivalentes a 50 y 130 kg N ha^{-1} . En tanto, en las rotaciones estudiadas variaron de 7 a 32 $\mu\text{g g}^{-1}$, correspondientes a 11 y 48 kg N ha^{-1} .
- Los tratamientos de fuente de nitrógeno difirieron entre sí ($P \leq 0,05$), siendo superior el N-biomasa en el tratamiento que recibió nitrato sódico en comparación con urea. El promedio obtenido fue de 21 $\mu\text{g g}^{-1}$ con nitrato sódico y 16 $\mu\text{g g}^{-1}$ con urea.
- A través del período de desarrollo de los cultivos (trigo y avena) se detectaron los menores valores de N-biomasa. En tanto, durante la permanencia del rastrojo del cultivo se incrementó el N-biomasa entre un 12 y 38%.

RESUMEN

La variación de los niveles de nitrógeno de la biomasa microbiana de un suelo volcánico (Medial, thermic, Typic Distrandept), fue medida en 3 sistemas de manejo: a) pradera permanente bajo pastoreo, con y sin fertilización nitrogenada, b) rotaciones de trigo después de remolacha y trigo después de maíz, y c) rotación trigo-avena con dos fuentes de fertilización nitrogenada, urea y nitrato de sodio. La biomasa microbiana se determinó por el método de "fumigación-incubación". En la pradera no se encontró una diferencia estadística significativa ($P > 0,05$) entre los tratamientos con y sin fertilización nitrogenada. En la rotación de remolacha-trigo el nivel de N-biomasa fue estadísticamente superior en un 18% al encontrado en la rotación maíz-trigo

($P \leq 0,05$). En el ensayo de fuente de nitrógeno en la rotación trigo-avena, el nitrato incrementó el N-biomasa en un 40% por sobre el control sin fertilización ($P \leq 0,05$), en tanto, la urea subió el N-biomasa en sólo un 6% ($P > 0,05$). Al comparar los diferentes sistemas, se destacó la pradera con 44,5 $\mu\text{g g}^{-1}$ de N-biomasa en promedio, lo que fue superior en más del doble al encontrado en las rotaciones de cultivos, donde se registró un promedio de 19,5 $\mu\text{g g}^{-1}$ de N-biomasa.

Palabras claves: Método de fumigación-incubación, empastadas, sistemas de manejo, biomasa microbiana.

LITERATURA CITADA

ARCARA, P.G. and SPARVOLI, E. 1989. Nitrogen fertilizers and nitrogen dynamics in a meadow soil of central Tuscany. *Rivista di Agronomia* 23: 131-136. (CAB Abstr. 1990-1991 en CD ROM).

BALL, P.R. and RYDEN, J.C. 1984. Nitrogen relationships in intensively managed temperate grasslands. *Plant Soil* 76: 23-33.

- BONDE, T.A., SCHNURER, J. and ROSSWALL, T. 1988. Microbial biomass as a fraction of potentially mineralizable nitrogen in soils from longterm field experiments. *Soil Biol. Biochem.* 20: 447-452.
- BRISTOW, A.W. and JARVIS, S.C. 1991. Effects of grazing and nitrogen fertiliser on the soil microbial biomass under permanent pasture. *J. Sci. Food Agric.* 54: 9-21.
- BROOKES, P.C. and McGRATH, S.P. 1984. Effects of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass. *J. Soil Sci.* 35: 341-346.
- BUCHANAN, M. and KING, L.D. 1992. Seasonal fluctuations in soil microbial biomass carbon, phosphorous, and the activity in no-till and reduced-chemical-input maize agro-ecosystems. *Biol. Fert. Soils* 13: 211-217.
- BURNES, R.G. and DAVIES, J.A. 1986. The microbiology of soil structure. *In: J.M. López-Real and R.D. Hodges (ed.). The role of microorganisms in Sustainable Agriculture.* AB Academic publishers, Beerkhamed, UK. p.: 9-27.
- CARTER, M.R. 1986. Microbial biomass and mineralizable nitrogen in solonchic soils. *Soil Biol. Biochem.* 18: 531-537.
- CARTER, M.R. and KUNELIUS, H.T. 1986. Comparison of tillage and direct drilling for Italian ryegrass on the properties of a fine sandy loam soil. *Can. J. Soil Sci.* 66: 197-207.
- COLLINS, H.P., RASMUSSEN, P.E. and DOUGLAS, C.L. Jr. 1992. Crop rotation and residue management effects on soil carbon and microbial dynamics. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 56: 783-788.
- DORAN, J.W. 1987. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in no-tillage and plowed soils. *Biol. Fert. Soils* 5: 68-75.
- DORAN, J.W. and SMITH, M.S. 1987. Organic matter management and utilization of soil and fertilizer nutrients. *In: J.J. Mortvedt et al. (ed.). Soil fertility and organic matter as critical components of production systems.* SSSA Spec. Publ. 19. SSSA, Madison, WI. p.: 53-72.
- FOLLET, R.F. and SCHIMMEL, D.S. 1989. Effects of tillage practices on microbial biomass dynamics. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 53: 1091-1096.
- JACKSON, L.E., SCHIMMEL, J.P., and FIRESTONE, M.K. 1989. Short-term partitioning of ammonium and nitrate between plant and microbes in a annual grassland. *Soil Biol. Biochem.* 21: 409-415.
- JANZEN, H.H. 1987. Soil organic matter characteristics after long-term cropping to various spring wheat rotations. *Can. J. Soil Sci.* 67: 845-856.
- JENKINSON, D.S. and POWLSON, D.S. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. I. *Soil Biol.* 8: 167-177.
- JENKINSON, D.S. and LADD, J.N. 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. *In: Paul and Ladd (ed.). Soil Biochemistry.* Vol. 5. Marcel Dekker, New York. p.: 415-471.
- KAISER, E.A., WALENZIK, G. and HEINEMEYER, O. 1990. The influence of soil compaction on decomposition of plant residues and on microbial biomass. *In: W.S. Wilson (ed.). Advances in soil organic matter research: Proceedings of a symposium, Colchester, UK, 3-4 sep, 1990.* Cambridge, UK, Royal Society of Chemistry. (CAB Abstr. 1992 en CD ROM). p.: 207-216.
- MOLOPE, J.B. and PAGE, E.R. 1986. The contribution from fungi, bacteria and physical processes in the development of aggregate stability of a cultivated soil. *In: J.M. López-Real and R.D. Hodges (ed.). The role of micro-organisms in a Sustainable Agriculture.* AB Academic publishers, Beerkhamed, UK. p.: 147-163.
- NAUMOVA, N.B. and BARSUKOV, P.A. 1991. Influence of long-term fertilization on microbial biomass content and dynamics in Chernozem soils. *Izvestiya Sibirskogo Otdeleniya Akademii Nauk SSSR. Sibirskii Biologicheskii Zhurnal* 3: 59-97. (CAB Abstr. 1992 en CD ROM).
- POWLSON, D.S. and JENKINSON, D.S. 1981. A comparison of the organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils. *J. Agr. Sci., Camb.* 97: 713-721.
- POWLSON, D.S., BROOKES, P.C. and CHRISTENSEN, B.T. 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 19: 159-164.
- RITZ, K., GRIFFITHS, B.S. and WHEATLEY, R.E. 1992. Soil microbial biomass and activity under a potato crop fertilised with N with and without C. *Biol. Fert. Soils* 12: 265-271.
- RYDEN, J.C. 1984. The flow of nitrogen in grassland. *Proc. Fert. Society* Nº 229. Fert. Society, London.
- SCHNURER, J., CLARHOLM, M. and ROSSWALL, T. 1985. Microbial biomass and activity in an agricultural soil with different organic matter contents. *Soil Biol. Biochem.* 17: 611-618.
- SCHOLEFIELD, D. and HALL, D.M. 1985. Constricted growth of grass roots through rigid pores. *Plant Soil* 85: 153-162.
- SHEN, S.M., PRUDEN, G. and JENKINSON, D.S. 1984. Mineralization and immobilization of nitrogen in fumigated soil and the measurement of microbial biomass nitrogen. *Soil Biol. Biochem.* 16: 437-444.
- SMITH, J.L. and PAUL, E.A. 1990. The significance of soil microbial biomass estimations. *In: J.M. Bolag and G. Sertzyk (ed.). Soil Biochemistry.* Vol. 6. Marcel Dekker, New York. p.: 357-396.

SPARLING, G.P., SHEPHERD, T.G. and KETTLES, H.A. 1992. Changes in soil organic C, microbial C and aggregate stability under continuous maize and cereal cropping, and after restoration to pasture in soils from the Manawatu region, N.Z. *Soil Till. Res.* 24: 225-241.

SRIVASTAVA, S.C. and LAL, J.P. 1994. Effects of crop growth and soil treatments on microbial C, N, and P in dry tropical arable land. *Biol. Fert. Soils* 17: 108-114.

TISDALL, J.M. and OADES, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141-163.

VIDAL PARRA, I.R. 1994. Dinámica del nitrógeno y biomasa microbiana bajo diferentes manejos de suelo en maíz y trigo. Tesis de Doctorado, Colegio de Postgraduados, Centro de Edafología, Montecillo, México.