



Universidad Nacional del Sur

**TESIS PARA OPTAR AL GRADO DE MAGÍSTER EN CIENCIAS
AGRARIAS**

**LA VICIA VILLOSA COMO CULTIVO DE COBERTURA:
EFECTOS DE CORTO PLAZO SOBRE EL SUELO Y LA
PRODUCTIVIDAD DEL MAÍZ BAJO RIEGO EN EL VALLE
BONAERENSE DEL RÍO COLORADO**

JUAN IGNACIO VANZOLINI

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2011

Prefacio

Esta tesis es presentada como parte de los requisitos para optar al grado académico de Magíster en Ciencias Agrarias, de la Universidad Nacional de Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otras. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el Campo Experimental de la Estación Agropecuaria Hilario Ascasubi del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) durante el período comprendido entre el 19 de julio de 2006 y el 30 de abril de 2008; y en el invernáculo del CERZOS, ubicado en dependencias del Cribabb y en el Departamento de Agronomía de la UNS, durante el período comprendido entre julio de 2008 y marzo de 2009, bajo la dirección del Dr. Juan Galantini, investigador independiente de la CIC y del CERZOS, Dpto. de Agronomía, UNS. El comité asesor estuvo integrado por el Dr. Miguel Ángel Cantamutto y el Dr. Pablo Zalba, de la Universidad Nacional del Sur y el Ing. Agr. (M. Sc.) Raúl Agamennoni, del INTA.

Dedicatoria

A MIS PADRES, LILIANA Y HORACIO.

A MI ABUELO PANCHITO.

Agradecimientos

Al Dr. Juan Galantini, por sus imprescindibles aportes y por su inagotable paciencia y excelente predisposición para acompañar el desarrollo de este trabajo.

Al Ing. Agr. (M. Sc.) Raúl Agamennoni, director de beca de INTA, por su colaboración y acompañamiento durante el transcurso de estos años.

Al Dr. Miguel Ángel Cantamutto, por sus consejos, su destacada actitud docente y su indiscutible calidad humana.

Al Ing. Agr. Alberto Perlo e Ing. Agr. (M. Sc.) Josefina Marinissen por brindarme su apoyo incondicional en cada uno de los pasos cumplidos.

Al Ing. Agr. (M. Sc.) Juan Pablo Renzi por su amistad, su contagioso entusiasmo y su gran capacidad para la búsqueda del conocimiento.

A Omar Reinoso, por su incansable voluntad de trabajo y su valiosa calidad de buena gente.

Al Ing. Agr. Hernán Boscardín, por su amistad, su experiencia y su practicidad para encontrar soluciones.

A los compañeros y amigos de la EEA INTA Hilario Ascasubi por sus constantes muestras de interés y apoyo.

A la Lic. Liliana Suñer, Ing. Agr. María Rosa Landriscini, Ing. Agr. Juan Manuel Martínez, Téc. Lorena González, Téc. Cecilia Constantino, Téc. Luciano Baraldi y muchas otras personas que hicieron más eficiente y ameno el trabajo de Laboratorio en Agronomía.

A mi familia, amigos y todos los que me acompañaron en este camino y me fortalecieron para lograr el objetivo.

ÍNDICE

Prefacio	i
Dedicatoria	ii
Agradecimientos.....	iii
RESUMEN	5
SUMMARY	7
INTRODUCCIÓN	8
Incorporación de cultivos de cobertura de leguminosas en la rotación o secuencia de cultivos	8
El ciclo del Nitrógeno.....	8
El Nitrógeno en la Agricultura.....	11
El rol de la materia orgánica del suelo	12
Cultivos de cobertura	15
Cultivos de cobertura de vicia villosa	17
Efecto de los CC de vicia villosa sobre la materia orgánica particulada y el N del suelo	21
Efecto de los CC sobre el nitrógeno de la biomasa aérea y el rendimiento de maíz	23
Residuos de leguminosas y su efecto sobre el pH del suelo	27
Descripción de la problemática	31
HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.....	32

MATERIALES Y MÉTODOS	34
1. Cultivos de Cobertura de <i>Vicia villosa</i> Roth.	34
2. Efecto de los CC de <i>Vicia villosa</i> Roth. sobre la materia orgánica particulada y el N del suelo	36
2.1. Nitrógeno disponible	36
2.2. Materia orgánica particulada	37
3. Efecto de los cultivos de cobertura sobre el nitrógeno en biomasa y el rendimiento de maíz	37
3.1. Balance de N en el cultivo de maíz.....	39
3.2. Eficiencias de uso del N	40
4. Efecto de la adición de residuos de leguminosas sobre el pH del suelo y el P extractable	41
4.1. Suelos utilizados.....	42
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	47
1. Productividad de los cultivos de cobertura de vicia villosa, secados en diferentes momentos.	47
1.1. Condiciones meteorológicas.....	47
1.2. Producción de materia seca y contenido de N de los CC de vicia	49
1.3. Calidad de los residuos	51
1.4. Diferencias de producción de materia seca y calidad del residuo entre el CC de vicia y el CC de avena.....	53
2. Efecto de los CC de vicia villosa sobre el N del suelo y la materia orgánica particulada.....	55

2.1.	Temperaturas durante el ciclo CC de vicia - Maíz	55
2.2.	Nitrógeno disponible	56
2.3.	Materia orgánica particulada	62
3.	Efecto de los cultivos de cobertura sobre el nitrógeno de la biomasa aérea y el rendimiento de maíz.....	63
3.1.	Producción de materia seca a cosecha	63
3.2.	Rendimiento en grano de maíz.....	67
3.3.	N en la biomasa total aérea de maíz	76
3.4.	Eficiencias de uso del N	81
3.5.	Balance de N	87
4.	Efecto de la adición de residuos de leguminosas sobre el pH del suelo y el P extractable	92
4.1.	El agregado de residuo de vicia y los cambios en el pH y Pe	92
4.2.	El agregado de residuos de avena y los cambios en el pH del suelo y el P extractable, comparados con los observados con residuo de vicia	100
4.3.	El agregado de residuo de vicia a distintos tipos de suelo y los cambios en el pH y Pe	105
	CONSIDERACIONES FINALES	112
	CONCLUSIONES.....	115
	BIBLIOGRAFÍA	118
	ANEXO.....	127

RESUMEN

En el área de regadío del Valle Bonaerense del Río Colorado (VBRC) que comparten los partidos de Villarino y Patagones, los niveles de materia orgánica (MO) de suelo son bajos (1-2%) y frecuentemente el nutriente limitante es el nitrógeno (N). La existencia de riego promueve diversas alternativas de producción y el manejo del N en cualquiera de estas opciones suele ser una dificultad, que a menudo se supera fertilizando los cultivos en exceso. Por otra parte, a pesar de que los suelos de la región son susceptibles a erosionarse por acción del viento, muchas veces se mantienen desnudos durante el barbecho mediante labranzas o aplicaciones de agroquímicos. La utilización de cultivos de cobertura (CC) de vicia villosa (*Vicia villosa* Roth.) en el área de riego del VBRC como antecesor de cultivos comerciales, puede ser una alternativa factible para acortar los tiempos de barbecho, así como también mejorar las condiciones químicas y físicas del suelo para los cultivos sucesores. Este cambio en el ambiente edáfico permitiría una mayor eficiencia de uso de recursos como agua o fertilizantes. Para estudiar la capacidad de producción de materia seca y fijación de N de la vicia y su posterior efecto sobre el cultivo de maíz siguiente y el suelo, se realizaron entre 2006 y 2008, dos ciclos de ensayos a campo y uno en invernáculo. El estudio de campo se realizó en EEA INTA H. Ascasubi, partido de Villarino, Provincia de Buenos Aires (39° 22' S, 62° 39' O). Se utilizaron cultivos puros de vicia villosa (secados en diferente momento), de avena (*Avena sativa* L.) y un barbecho como testigo. El retraso de dos semanas en el secado aumentó en 3,6 Mg MS ha⁻¹ la producción de vicia y el contenido de N se incrementó en 126 kg N ha⁻¹. Además, con CC de vicia como antecesor se evidenció un incremento significativo en la disponibilidad de N que alcanzó los 120 kg N ha⁻¹ a la siembra del maíz. Este incremento se tradujo en mejores condiciones para el cultivo de maíz, que mostró rendimientos de hasta 2 Mg ha⁻¹ superiores con antecesor vicia. Los CC de vicia mejoraron la eficiencia de uso del nitrógeno en grano respecto del testigo. Mediante un ensayo en invernáculo, se comprobó

además, la posibilidad de un cambio en el pH del suelo de hasta 1,5 unidades luego de 120 días de incubación. Este cambio se relacionó con el pH inicial del suelo, su textura y su contenido de carbono orgánico, y con las características del residuo. El Pe aumentó con el agregado de residuos, lo que demostró el efecto del cambio de pH sobre la dinámica del P en el suelo.

SUMMARY

In the irrigated area of the Colorado River Valley (CRV), located in Villarino and Patagones, province of Buenos Aires, Argentina, soil organic matter (OM) levels are low (1-2%). Nitrogen (N) is the most frequent limiting nutrient. Irrigation benefits a variety of production alternatives. Nitrogen handling, in any of these options, usually happens to be a difficulty that is overcome over fertilizing cultivation. Although the region soil is sensitive to wind erosion, many times is kept free of weeds during the fallow period through tillage or the application of agrochemicals. The use of hairy vetch (*Vicia villosa* Roth) as cover crops (CC) in the CRV irrigated area previous to cash crops can be a feasible alternative to shorten the fallow period as well as it can make improvement in the physical and chemical soil conditions for future crops. This change in the edaphic conditions would mean a greater efficiency of resources such as water and fertilizers. In order to study both vetch dry matter (DM) production capacity and N fixation, as well as its effect on the following corn crop and on soil, two cycles of field plots were made between 2006 and 2008. Fieldwork was made in EEA INTA H. Ascasubi, Villarino, province of Buenos Aires (39° 22' S, 62° 39' W). There were used pure hairy vetch (dried in different moments) and oats crops (*Avena Sativa* L.) and a fallow plot as a reference treatment. The two-week delay in the drying, increased vetch production by 3.6 Mg DM ha⁻¹ and N content by 126 Kg N ha⁻¹. Moreover, as a result of the use of vetch as predecessor, there was a significant increase in N availability in corn soil at seeding time, which reached 120 Kg N ha⁻¹. This increase resulted in better conditions for the corn crop productivity, which showed higher yields (2 Mg ha⁻¹) with vetch as predecessor. Vetch CC improved Nitrogen Use Efficiency (NUEg) for grain production compared to the reference. Additionally, it was found some changes in the soil pH, up to 1.5 units after 120 days of incubation, depending to the initial soil pH, soil organic carbon content and to the residue application. The addition of residues resulted in an increment of extractable phosphorus, proving the effect of pH change in the dynamics of P on the ground.

INTRODUCCIÓN

Incorporación de cultivos de cobertura de leguminosas en la rotación o secuencia de cultivos

El ciclo del Nitrógeno

El nitrógeno (N) en el planeta Tierra se encuentra distribuido en distintos compartimentos. El 98% de su masa total se halla en la litósfera, aunque prácticamente no interviene en el ciclo del elemento (Echeverría & Sainz Rozas, 2006; McNeill & Unkovich, 2007). La atmósfera posee sólo el 1,9%, siendo el N₂ el gas más abundante (78%) de los que la componen. En la biósfera, la proporción es mucho menor (0,01%) y se distribuye entre los océanos (mayor parte) y la tierra. En esta última, la fracción más importante de N se encuentra en la materia orgánica (MO) del suelo (98,7%). También se ubica en los vegetales y sus residuos (1,77%), microorganismos (0,17%) y formas disponibles de N (0,17%) (Echeverría & Sainz Rozas, 2006).

La esencialidad del N como nutriente de las plantas fue descubierta por De Saussure y aceptada en el año 1804 (Barker & Pilbeaum, 2007). Después del carbono (C) y el oxígeno (O₂), el N es el elemento más abundante en la materia seca de los vegetales, generalmente en concentraciones de 10 a 30 g kg⁻¹ (McNeill & Unkovich, 2007) y es un componente clave de aminoácidos y ácidos nucleicos, y de la clorofila.

En un sistema bajo uso agrícola, el N se encuentra en las plantas, los residuos vegetales, el N mineral y la materia orgánica humificada (95-98% del N del sistema) (Álvarez & Steinbach, 2006). El ciclo del N está determinado por entradas, salidas y procesos de reciclado interno (Figura 1) que involucran transformaciones entre formas orgánicas e inorgánicas (Echeverría & Sainz Rozas, 2006); es extremadamente dinámico y complejo por estar influenciado por el clima, el suelo, la vegetación y sus interacciones (Echeverría *et al.*, 2009).

La actividad humana tiene impacto directo sobre el ciclo del N a través de la utilización de fertilizantes nitrogenados. El empleo de abonos orgánicos y

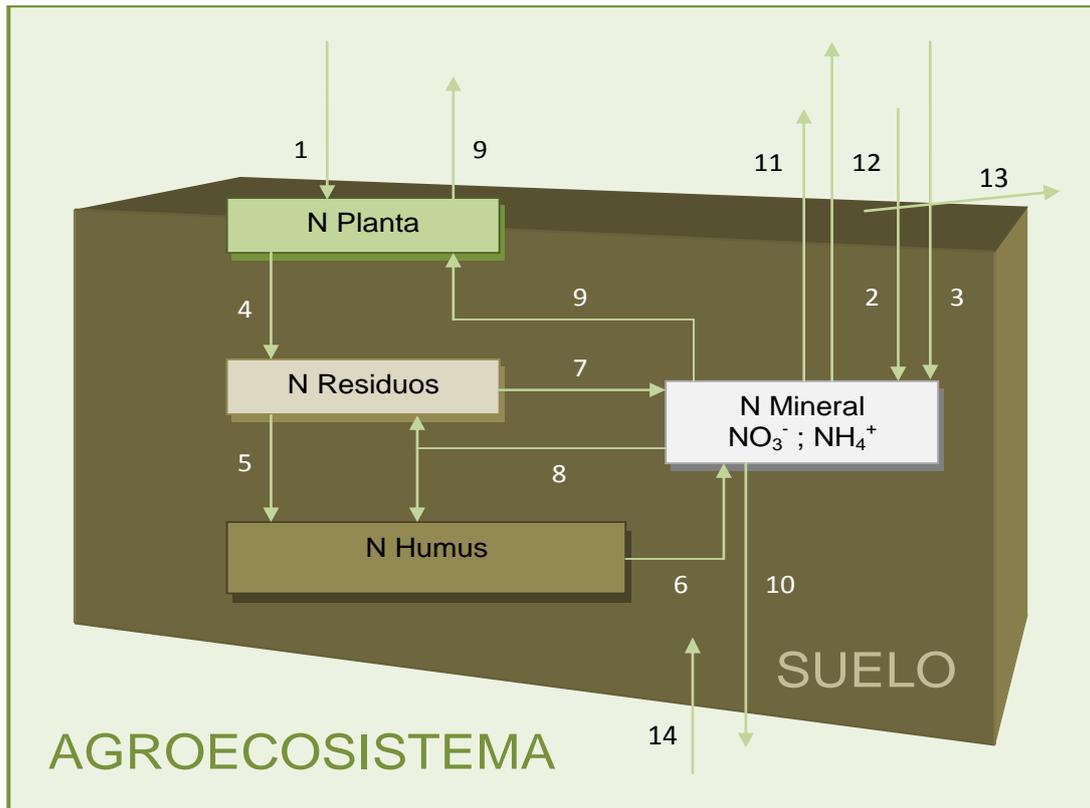
el manejo de residuos también influyen en el ciclo del N y puede promover ingresos al sistema.

Otra fuente de N son las precipitaciones, tanto por la acción de descargas eléctricas como por la reacción de los óxidos de N con el ozono (O₃) en áreas industrializadas (Echeverría & Sainz Rozas, 2006). También existe la posibilidad de aportes de N por parte del agua de riego. La aplicación reiterada de riegos incrementa el riesgo potencial de contaminación de capas freáticas por nitratos (Jouli et al., 2002; Lavado & Rimski-Korsakov, 2002) y la utilización de estas aguas en áreas de regadío, puede aportar N.

La fijación biológica, a través de organismos con la capacidad de obtener N atmosférico, es una importante entrada de N. Estos organismos, que son generalmente bacterias, existen como entes libres o viven en asociación con las plantas, las cuales reciben el N fijado a cambio de compuestos carbonados (ej., simbiosis *Rhizobium*-Leguminosa).

Entre los procesos de transformación, la cosecha en la madurez de los cultivos proporciona cierta cantidad de residuos que contienen cantidades apreciables de N y que reciclan el nutriente. De esta manera, el N de los residuos puede volver al pool de N mineral mediante la descomposición por la biomasa microbiana; o puede entrar en el pool de N del humus del suelo y luego pasar a la fracción mineral mediante la mineralización.

En el ciclo del N también existen pérdidas del nutriente que ocurren ante determinadas condiciones. Entre ellas se citan la volatilización en forma de amoníaco (principal vía de pérdida de N desde los fertilizantes sintéticos), la desnitrificación (con alto riesgo de emisión de gases de efecto invernadero) y la lixiviación o lavado de nitratos (pérdida de N por debajo del volumen de raíces, alto riesgo de contaminación del suelo y del agua subterránea). También puede incluirse en este ítem la salida del N por cosecha, en caso en que no se reponga debidamente el N extraído.



(1) Fijación biológica de N; (2) Precipitaciones; (3) Fertilizantes sintéticos o abonos orgánicos; (4) Madurez; (5) Humificación; (6) Mineralización; (7) Descomposición; (8) Inmovilización; (9) Absorción y exportación; (10) Lixiviación; (11) Volatilización; (12) Desnitrificación; (13) Erosión; (14) Ascenso capilar desde napas.

Figura 1. Ciclo del N en el agroecosistema. Procesos de entrada, de transformación, de salida y de pérdidas (Adaptado de Álvarez y Steinbach, 2006).

La deficiencia de N es la causa más importante de las irregularidades nutricionales y la limitación de los rendimientos de los cultivos en el mundo (Fageria & Baligar, 2005). La región pampeana argentina no escapa a esta realidad, siendo el N el nutriente que en mayor medida condiciona la producción de los cultivos (Echeverría & Sainz Rozas, 2006). Para ajustar el manejo del N, es necesario conocer la magnitud y dinámica de su liberación y de los diferentes procesos de pérdida del sistema que son consecuencia de factores edáficos, climáticos y antrópicos. El manejo de los suelos y los cultivos puede influir sobre estos procesos y mejorar la producción sin afectar la calidad del ambiente.

El Nitrógeno en la Agricultura

Una de las más importantes y profundas transformaciones en la producción agrícola del mundo durante el siglo XX fue el cambio de fuentes biológicas por fuentes industriales de N (Crews & Peoples, 2004). Los fertilizantes nitrogenados y el riego fueron pilares de la “revolución verde” (1960-1980) e incrementaron sensiblemente los rendimientos de los cultivos en países en vías de desarrollo (Fageria & Baligar, 2005). Las rotaciones con leguminosas se volvieron cada vez menos comunes y los productores de la mayoría de los países del mundo incrementaron su dependencia de fertilizantes nitrogenados sintéticos (Figura 2).

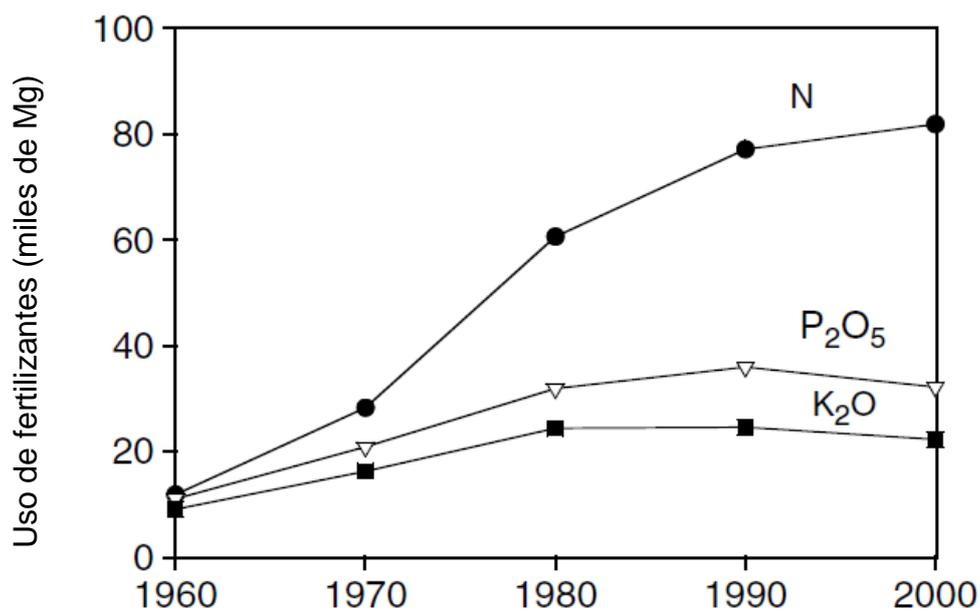


Figura 2. Consumo de fertilizantes en el mundo para el período 1960-2000 (Barker & Bryson, 2007).

En general, los sistemas modernos de producción de alimentos se caracterizan por la dependencia creciente de combustibles fósiles y la disminución de la eficiencia en términos energéticos; la pérdida de la capacidad productiva de los suelos debido a la erosión, degradación, salinización y desertificación de los mismos; y la pérdida o merma de los nutrientes de los

suelos debidas al desbalance entre la exportación y la reposición, junto con la lixiviación y la baja eficiencia en el uso de fertilizantes (Sarandón, 2002).

Los recursos mundiales de producción de fertilizantes nitrogenados no parecen limitantes en el corto plazo, sin embargo, la implementación de prácticas de manejo que incrementen la eficiencia de utilización del N será clave de cara al futuro (Fixen, 2009).

En Argentina, los sistemas de producción agrícola y el nivel de rendimientos hasta el año 1990, no necesitó de fertilización, debido a las extensas áreas de suelos fértiles. Sin embargo, la intensificación de la agricultura en la primera mitad de la década de los '90, produjo una aparente necesidad de aplicación de tecnologías de insumo y demandó un aumento sustancial del consumo de fertilizantes (FAO, 2004). En la actualidad, la producción de cereales (principalmente trigo y maíz) se relaciona con altas eficiencias de uso del N ($\text{kg grano kg N aplicado}^{-1}$), ya que debido a los precios de los fertilizantes se lleva a maximizar el beneficio de su aplicación, en detrimento de la MO y el N del suelo. Este manejo trae consigo el aumento de los procesos de erosión y la pérdida gradual de la capacidad productiva de los suelos (Galantini & Rosell, 1997).

Lograr el incremento en la productividad agronómica, sin dejar de considerar el mejoramiento de la conservación de los recursos y el acrecentamiento de la calidad ambiental, es necesario para garantizar la sustentabilidad de los sistemas (Andriulo *et al.*, 2001). La regulación de la fertilidad del suelo y el ciclado de los nutrientes están relacionados con el ciclo de dos elementos principales: C y N. Por lo tanto, el desafío agronómico y ambiental actual es mejorar la productividad de largo plazo y la sostenibilidad del recurso suelo manteniendo o aumentando la MO.

El rol de la materia orgánica del suelo

La MO es un componente crítico de la productividad del suelo y puede ser modificada por prácticas agronómicas de manejo. Está constituida por una variedad importante de compuestos de complejidad variable en un continuo estado de transformación. Este material varía desde los residuos de cultivos y

fertilidad del suelo y los rendimientos, y reducir el impacto sobre el ambiente (Drinkwater *et al.*, 1998).

La importancia funcional de la MO varía sistemáticamente con su edad, lo que determina fracciones de diferente labilidad. Los materiales más antiguos presentan una marcada influencia sobre las reacciones físico-químicas del suelo, aquellos de edad intermedia contribuyen notablemente al estado físico-edáfico, mientras que los más jóvenes (más lábiles) son los biológicamente más activos (Galantini & Suñer, 2008) y son fuente de nutrientes para las plantas y los microorganismos (Studdert *et al.*, 2007).

Como se mencionó anteriormente, las fracciones orgánicas más abundantes en el suelo son las de ciclado más lento, por ello se necesita gran cantidad de años para observar diferencias en su contenido debidas al manejo. En cambio, las fracciones lábiles son más sensibles a los efectos del uso de la tierra, motivo por el cual pueden utilizarse como indicadores tempranos del efecto de la rotación de cultivos, de la fertilización o del sistema de labranza sobre la calidad del suelo (Haynes, 2000; Six *et al.*, 2002).

La fracción lábil de la MO se define como el material orgánico más joven y activo del suelo, compuesto por partículas de mayor tamaño que el humus y libre de la matriz mineral, y por eso más liviano que los complejos órgano-minerales (Galantini *et al.*, 2007). Esta fracción se denomina materia orgánica “particulada” (MOP) y se utiliza como un indicador sensible del estado del suelo, en lo que se refiere a su capacidad de proveer N a los cultivos como resultado de la aplicación de diferentes prácticas de manejo (Studdert *et al.*, 2007). La MOP está directamente relacionada con la productividad del suelo y provee un índice de su potencial productivo (Biederbeck *et al.*, 1994).

Se han encontrado altas correlaciones entre los cambios en el contenido de MOP y la mineralización del N, lo que pone en evidencia el papel de esta fracción como fuente de energía y nutrientes en el corto plazo (Hassink, 1995; Alvarez *et al.*, 1998; Alvarez & Alvarez, 2000).

La adopción de métodos que dependan primariamente de insumos renovables, y que mantengan o aumenten los niveles actuales de producción contribuirá a la sustentabilidad de los sistemas (Sainju & Singh, 1997). Las

estrategias de manejo agronómico esenciales para la conservación y el mejoramiento de la materia orgánica del suelo son la labranza conservacionista o siembra directa, la rotación de cultivos, los cultivos de cobertura y la aplicación de fertilizantes y abonos orgánicos (Galantini *et al.*, 2000; Galantini y Rosell, 2006).

Cultivos de cobertura

Históricamente, las leguminosas fueron una herramienta clave en el manejo de la fertilidad nitrogenada de los suelos. El reconocimiento de su valor en la agricultura, en rotaciones con cereales, fue anterior a que la ciencia lograra entender el rol de los microorganismos en el proceso de fijación de N. Desde la antigüedad, las leguminosas se utilizaron ampliamente por su capacidad para mejorar las condiciones de fertilidad y otorgar beneficios al cultivo siguiente. Al punto que se encontraron evidencias del uso de leguminosas como abonos verdes en manuscritos chinos de 3000 años de antigüedad (Pieters, 1927). En la antigua Roma, se sistematizó el uso de lupinos como abono verde en rotaciones con otros cultivos y en la antigua Grecia se utilizó la misma técnica con *Vicia faba* (Pieters, 1927).

Una alternativa de incorporación de N a los sistemas de producción modernos es el empleo de abonos verdes o cultivos de cobertura (CC) que incluyan leguminosas con capacidad de fijar N₂ atmosférico (Miguez *et al.*, 2009). Los abonos verdes son cultivos cuyo material vegetal, verde o en estado de madurez, se incorpora al suelo mediante labores con el propósito de mejorar su fertilidad (SSSA, 1997). De esta manera, se aumenta su contacto con el suelo y se expone mayor cantidad de material orgánico a organismos descomponedores, incrementando su velocidad de descomposición (Schomberg *et al.*, 1994). Por su efecto sobre el N del suelo, dado por la cantidad de N en su biomasa que proviene de la fijación biológica, los abonos verdes de leguminosas fueron muy difundidos.

En la actualidad, los abonos verdes que tradicionalmente eran incorporados al suelo antes de la siembra del cultivo siguiente, evolucionaron hacia los CC. Este cambio se originó con el auge de la labranza cero y el

interés en el manejo de los residuos como medio para reducir la erosión del suelo (Reeves, 1994). Se designa como CC a la técnica de sembrar plantas herbáceas perennes o anuales, en cultivos puros o mezclados para cubrir el suelo durante todo o parte del año (Altieri, 1999). No se cultivan para cosechar, sino para llenar vacíos, sean de tiempo o espacio, de suelo desnudo que dejan las siembras comerciales (Altieri, 1999). Su crecimiento es interrumpido antes de la siembra del siguiente cultivo o bien después de la siembra de éste, pero antes que comience la competencia entre ambos (FAO, 2008). Los residuos de CC juegan un papel importante tanto como mulch que favorece la conservación del suelo y el agua, así como un insumo para mantener la materia orgánica del suelo y restituir nutrientes al suelo (Schomberg *et al.*, 1994). En los sistemas de manejo de cultivos modernos, los CC cumplen varios roles, entre ellos: proveer cobertura y proteger al suelo de la erosión eólica o hídrica (Sustainable Agriculture Network, 1998); mejorar la infiltración de agua en el suelo (Álvarez *et al.* 2009); actuar como destino de nutrientes que de otra manera se perderían por lavado o volatilización (Shipley *et al.*, 1992); proporcionar control de malezas mediante competencia y alelopatía (Teasdale & Abdul-Baki, 1998; Fernández *et al.*, 2009); controlar enfermedades e insectos por medio del incremento de la biodiversidad (Sustainable Agriculture Network, 1998); y funcionar como fuente complementaria de N (Sainju & Singh, 2008).

Según Reeves (1994), la especie utilizada como CC debe cumplir ciertos requisitos, como: ser fácil de establecer; tener alta tasa de crecimiento, para proporcionar una rápida cobertura de suelo; producir suficiente cantidad de biomasa para aportar buena cantidad de residuos; ser resistente a enfermedades y no actuar como hospedante de patógenos del cultivo posterior; ser fácil de controlar; y ser económicamente viable. Smith *et al.* (1987) y Wilke & Snapp (2008) mencionan, además, la tolerancia al frío como una característica fundamental para atravesar los meses de invierno.

Las especies elegidas como CC usualmente son leguminosas y/o gramíneas (cereales de invierno). La diferencia en el efecto de estos tipos de CC está relacionado a la capacidad de las leguminosas de fijar N atmosférico,

lo que resulta en un mayor contenido de N de los residuos de éstas respecto de las gramíneas (Reeves, 1994).

La aptitud de los CC como fuente de nutrientes efectiva para los cultivos de grano depende, en gran medida, de las condiciones climáticas, el estado de crecimiento y la calidad de los residuos, de las características del suelo y del tipo de labranza utilizado (Doran & Scott Smith, 1991). En el caso de las leguminosas, el contenido de N de sus residuos varía según la especie utilizada, el N residual del suelo, su adaptación a condiciones específicas, tanto climáticas como edáficas, y el momento de supresión del crecimiento (Reeves, 1994).

El porcentaje de N en la biomasa de un CC varía entre especies (Holderbaum *et al.*, 1990). El estado fenológico de la planta y la disponibilidad de agua y nutrientes en el suelo durante su crecimiento y desarrollo, también influyen sobre la concentración de N (Reeves, 1994).

La producción de biomasa y la tasa de degradación del residuo son sensibles a condiciones edáficas y ambientales, por lo tanto el efecto de los CC sobre el suelo y el cultivo posterior varía entre regiones (Kuo *et al.*, 1997a). En climas fríos y secos, la capacidad de proveer N de los CC de leguminosas puede ser limitada por la menor producción de MS, menor acumulación de N y la más lenta mineralización y liberación del N del residuo (Doran y Smith, 1991). De esta forma, los beneficios de los CC respecto al mejoramiento de la calidad del suelo pueden ser alcanzados más fácilmente en cultivos irrigados que en cultivos en secano (Sainju *et al.*, 2007a). El riego mitiga la competencia por el agua y provee incentivos económicos en la forma en que los cultivos comerciales respondan a la adopción de los CC (Snapp *et al.*, 2005).

Cultivos de cobertura de vicia villosa

Los CC de leguminosas de invierno reciben especial atención por su potencial para contribuir con significativas cantidades de N fijado biológicamente a cultivos de verano, como maíz (*Zea mays*) o sorgo (*Sorghum* sp.). En numerosas experiencias, la vicia (*Vicia spp.*) demostró ser un género adecuado para utilizar como CC (Ebelhar *et al.*, 1984; Hargrove, 1986; Mc Vay,

1989; Wagger, 1989a; Utomo *et al.*, 1990; Decker *et al.*, 1994; Kuo *et al.*, 1997a; Sainju y Singh, 2001; Reinbott *et al.*, 2004). Dentro de este género se destacan las especies *V. villosa*, *V. sativa*, *V. faba*, *V. benghalensis*, *V. dasycarpa* y *V. angustifolia* (Fageria *et al.*, 2005).

Las especies del género *Vicia* más difundidas en la Argentina, son la *V. sativa* L y la *V. villosa* Roth (Renzi, JP; com pers). Ambas son especies anuales, de ciclo otoño invierno primaveral; sin embargo, son muy diferentes respecto de caracteres morfológicos y fisiológicos (Piper & McKee, 1915; Renzi, 2008). La vicia villosa presenta alta plasticidad a la época de siembra, por lo tanto puede implantarse desde fines de verano hasta el invierno (Vanzolini *et al.*, 2010). Posee alta tolerancia al frío y la temperatura mínima a la que acumula biomasa es cercana a los 4°C (Ruffo, 2003). También es capaz de sobrellevar períodos de sequía. Además, tolera suelos con bajos niveles de materia orgánica y soporta un amplio rango de pH (5,5 a 8,0); aunque es susceptible a suelos con escaso drenaje. Estas características determinan la mayor capacidad de producción de materia seca de vicia villosa respecto de vicia sativa (Renzi & Cantamutto, 2007; 2008).

El crecimiento de un cultivo de vicia villosa en estadíos tempranos es muy lento. Frecuentemente, su evolución en el otoño está condicionada por las bajas temperaturas, circunstancia que se acentúa aún más en invierno, aunque no afecta el desarrollo de raíces (Sustainable Agriculture Network, 1998). A fines de la estación invernal, las temperaturas cálidas favorecen la acumulación de materia seca de vicia villosa. En la primavera, el crecimiento se incrementa rápidamente y la tasa de acumulación de materia seca es muy alta (Renzi & Cantamutto, 2007; 2008; Vanzolini *et al.*, 2010). Mientras que la biomasa de la vicia aumenta durante su ciclo, la concentración de N se mantiene relativamente constante, por lo tanto, la acumulación de N también aumenta (Holderbaum *et al.*, 1990; Vanzolini *et al.*, 2010).

El ciclo de crecimiento de la vicia villosa es de tipo indeterminado, por lo cual es frecuente encontrar cultivos de vicia en floración avanzada que aún tienen tallos vegetativos. Por esta característica, la acumulación de materia seca continúa aún en estados reproductivos. Generalmente, la fijación biológica

de N en leguminosas anuales alcanza su máxima tasa en floración (Sustainable Agriculture Network, 1998). Por lo tanto, cuando se la utiliza como CC, se recomienda secarla en momentos cercanos a dicho estado fenológico, para evitar la translocación del N fijado en la biomasa a los órganos reproductivos.

La producción de materia seca (MS) y la acumulación de N en la biomasa de cultivos de vicia reportados en la bibliografía internacional es muy variable, no así su relación C:N (Tabla 1).

Tabla 1. Producción de materia seca, contenido de N y relación C:N del residuo de cultivos de cobertura de *Vicia villosa* Roth.

Autor	Producción de MS (Mg ha ⁻¹)	Contenido de N (kg N ha ⁻¹)	Relación C:N
Ebelhar <i>et al.</i> (1984)	5,1	209	10:1
Hargrove (1986)	4,0 - 4,5	120 - 188	11:1
Mc Vay <i>et al.</i> (1989)	2,1 - 4,8	98 - 155	10:1
Wagger (1989b)	2,3 - 7,1	114 - 229	10:1
Utomo <i>et al.</i> (1990)	2,7 - 3,6	sd	sd
Clark <i>et al.</i> (1994)	0,7 - 5,2	27 - 161	12:1
Decker <i>et al.</i> (1994)	2,7 - 7,2	93 - 280	11:1
Clark <i>et al.</i> (1995)	2,2 - 5,1	80 - 166	sd
Ranells & Wagger (1996)	2,9 - 4,8	125 - 182	11:1
Kuo <i>et al.</i> (1997b)	2,7 - 3,5	111 - 135	10:1
Kuo y Jellum (2000)	0,9 - 3,5	33 - 135	sd
Reinbott <i>et al.</i> (2004)	1,1 - 2,4	sd	sd
Miguez y Bollero (2006)	0,1 - 2,2	sd	10:1
Sainju <i>et al.</i> (2007)	2,4 - 5,2	76 - 175	12:1

sd: sin dato.

Smith *et al.* (1987) mencionan a la vicia villosa como la mejor leguminosa en base a su capacidad de acumular N. Según estudios realizados por Rochester & Peoples (2005), de la acumulación total de N en la biomasa de vicia, 75 al 90% deriva de la fijación biológica de N.

El N contenido en la materia seca de la vicia se estima a partir de su concentración en la biomasa aérea. Se menciona que el 85-90% del N contenido en una leguminosa se encuentra en su biomasa aérea, y por lo tanto sólo el 10-15% se encuentra en las raíces (Mitchell & Teel, 1977; Kuo *et al.*, 1997a). Habitualmente, el N de las raíces no es considerado.

En lo referente a la densidad de plantas a sembrar para lograr alta acumulación de MS, Reinbott *et al.* (2004) obtuvieron máxima producción de vicia con dosis de siembra de 34 kg semilla ha⁻¹, aunque no encontraron diferencias significativas con dosis menores (22 kg semilla ha⁻¹). Renzi & Cantamutto (2008) encontraron alta producción de biomasa de vicia villosa con 100 plantas m⁻² (aproximadamente entre 15 y 20 kg semilla ha⁻¹), y no observaron diferencias con densidades superiores.

El momento de secado de un CC determina, en parte, cuánta cantidad de N es fijado por la leguminosa y cuánto residuo del CC será dejado en la superficie del suelo (Clark *et al.*, 1995). Según Holderbaum *et al.* (1990) la producción total de biomasa aérea de la leguminosa al momento de secado es más importante que su concentración de N. Sainju & Singh (2001) encontraron que un retraso de dos semanas en el control de un CC de vicia en primavera aumentó significativamente la acumulación de nitrógeno en la biomasa del mismo. Wagger (1989b) observó un aumento promedio de 61% de producción de materia seca cuando se retrasó el control de un CC de vicia por dos semanas y el mismo estuvo acompañado por un incremento en el contenido de N total del CC del 41%. Vaughan & Evanylo (1998) sugieren no secar el CC de vicia hasta inmediatamente antes de sembrar el maíz, con el objetivo de maximizar la acumulación de N en el CC, y señalan que esta medida no afecta la relación C:N del residuo, por lo que permite la rápida descomposición del residuo y disponibilidad de N.

Es fundamental conocer la dinámica de producción de materia seca y la acumulación de N en la biomasa durante la primavera, para facilitar la toma de decisiones, y así maximizar el beneficio de la utilización de esta técnica (Odhiambo & Bomke, 2001).

En Argentina, los antecedentes del uso de cultivos de cobertura son discontinuos. Las primeras experiencias se realizaron en la EERA INTA Pergamino en los comienzos de la década del '80 (Cordone & Hansen, 1984, 1986a, b; Cordone, 1990). A comienzos de los '90 se interrumpieron y se retomaron en principios de 2000, como respuesta al proceso de agriculturización que incrementó la participación de cultivos de verano en la secuencia, redujo el aporte de residuos y, por lo tanto, el contenido de materia orgánica de los suelos (Quiroga *et al.*, 2009).

La utilización de CC de vicia villosa en el área de riego del VBRC como antecesor de cultivos comerciales, puede ser una alternativa factible para acortar los tiempos de barbecho, así como también mejorar las condiciones químicas y físicas del suelo para los cultivos sucesores. Este cambio en el ambiente edáfico permitiría una mayor eficiencia de uso de recursos como agua o fertilizantes. La vicia puede mejorar la calidad del suelo y del agua subterránea comparada con barbechos de suelo desnudo, reduciendo la erosión, el lavado de nitratos e incrementando la materia orgánica.

La información disponible para la implementación de esta técnica en el área de influencia del INTA Hilario Ascasubi es muy reducida. Se precisa información acerca del momento de secado del CC de vicia, así como su producción de materia seca y acumulación de N en dichos momentos.

Efecto de los CC de vicia villosa sobre la materia orgánica particulada y el N del suelo

El impacto sobre la reserva o "stock" de C orgánico del suelo es una manera de evaluar la sostenibilidad de la aplicación de una práctica agronómica sobre el agroecosistema (Andriulo *et al.*, 2001). La reducción de la erosión y el incremento en el contenido de MO del suelo son consecuencias esperables de la inclusión de CC. La adopción de esta técnica promueve

mejoras significativas en la calidad del suelo, respecto de la aplicación de barbechos desnudos (Sainju & Singh, 1997). Sin embargo, su resultado puede ser variable entre sitios, por la cantidad de factores involucrados (clima, suelo, manejo) y la fuerte interacción entre ellos durante del desarrollo de los CC, así como durante el barbecho posterior (Galantini *et al.*, 2008).

Como se mencionó, las fracciones lábiles de la MO, como la biomasa microbiana, la materia orgánica particulada (MOP), y la MO fácilmente mineralizable, son sensibles a los efectos del uso de la tierra y, por lo tanto, pueden usarse como indicadores tempranos del efecto de la rotación de cultivos, de la fertilización o del sistema de labranza sobre la calidad del suelo (Campbell *et al.*, 1999; Haynes, 2000; Six *et al.*, 2002; Galantini & Rosell, 2006). La sensibilidad de estas fracciones lábiles y su relación con los aportes de residuos y condiciones de temperatura y humedad, sugieren la posibilidad de manejar la MOP a través de prácticas agronómicas (Biederbeck *et al.*, 1994).

Los CC pueden realizar aportes significativos de C e incidir sobre la cantidad y calidad de la MO (Quiroga *et al.*, 2008). Los aportes de residuos incrementan los contenidos de la fracción lábil de la MO y los grupos menos estables de los ácidos húmicos (Galantini & Rosell, 2006; Ding *et al.*, 2006).

Frecuentemente, el efecto de un CC de vicia villosa se relaciona estrechamente con el cambio producido sobre la disponibilidad de N en el suelo (Corak *et al.*, 1991; Kuo & Jellum, 2000) que es señalado como un beneficio de corto plazo (Kuo *et al.*, 1997a). Por su alta concentración de N y baja relación C:N, el residuo de vicia villosa puede descomponerse rápidamente en el suelo (Kuo *et al.*, 1997b), liberar el N contenido y dejarlo disponible para el cultivo siguiente (Stute & Posner, 1995).

La incorporación del residuo de un CC de vicia puede aumentar su tasa de descomposición y la velocidad de liberación del N. Sin embargo, este incremento en la rapidez con la que el N queda disponible para el cultivo siguiente puede tener consecuencias adversas, perdiéndose parte del N por lavado antes de que el cultivo estival pueda tomarlo (Huntington *et al.*, 1985; Waggoner, 1989b).

Sainju & Singh (2001) encontraron una mayor conservación de la humedad del suelo por el residuo en superficie, además de un incremento en el rendimiento de maíz y mayor absorción de N por parte del cultivo.

Los suelos del VBRC se caracterizan por poseer bajos niveles de MO. Esto condiciona los niveles de nutrientes disponibles, sobre todo de N, y la capacidad de retención hídrica de los mismos. La utilización de CC de vicia puede mejorar algunas condiciones del suelo para el cultivo de maíz. El cambio producido por la introducción de esta práctica de corto plazo, se podría observar en la dinámica de la MOP como por el cambio en la disponibilidad de N.

Efecto de los CC sobre el nitrógeno de la biomasa aérea y el rendimiento de maíz

Entre las ventajas de la implementación de los CC en sistemas agrícolas, habitualmente se mencionan el aporte de nutrientes al cultivo siguiente, la conservación de la humedad, debido al mulch, y el efecto sinérgico de ambos (Ebelhar *et al.*, 1984; Munawar *et al.*, 1990; Corak *et al.*, 1991; Clark *et al.*, 1997b).

Según Ruffo & Parsons (2004), cuando se utiliza un CC de leguminosa como antecesor de un cultivo de verano, se pueden observar dos tipos de respuesta (Figura 4). Una de ellas se describe como una diferencia en rendimiento del cultivo estival con antecesor CC de leguminosa respecto al mismo cultivo con antecesor barbecho a dosis bajas de N (Figura 4, caso A). A medida que se incrementa la dosis de N, la diferencia se va haciendo cada vez menor hasta que desaparece. Este tipo de respuesta evidencia el aporte de N realizado por el CC. Otro tipo de respuesta se observa cuando la diferencia entre el antecesor CC de leguminosa y el antecesor barbecho se mantiene a través de dosis cada vez más altas (Figura 4, caso B). Cuando la respuesta se manifiesta de esta forma, se atribuye al CC un efecto adicional al aporte de N, como puede ser la conservación de la humedad o la mejora en propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

Estas relaciones pueden ser afectadas por las condiciones ambientales y de manejo que influyen sobre el aporte de N que realiza el CC de leguminosa, tanto por la cantidad de MS acumulada por este último como por el rendimiento potencial que pueda expresar el cultivo de verano (Reeves, 1994). Wagger (1989a) utilizó CC de leguminosas, de gramíneas y un barbecho como antecesores de un cultivo de maíz. Según sus resultados, la respuesta del cultivo de maíz a los CC precedentes, se modificó por las condiciones climáticas de cada año de experiencia. En un año húmedo, los rendimientos de maíz fueron superiores cuando tuvieron CC de leguminosa como antecesor y mostraron respuesta al agregado de N. En un año con escasas precipitaciones, los rendimientos del maíz con antecesor CC de leguminosas no tuvieron respuesta al agregado de N y el CC de gramínea logró rendimientos similares con el agregado de 100 kg N ha^{-1} .

La contribución en N de un CC de leguminosa al cultivo siguiente se puede calcular como: la dosis de N requerida por un cultivo de verano con antecesor CC de gramínea (o sin CC) para alcanzar el rendimiento del cultivo estival con CC de leguminosa y sin fertilizante (Reeves, 1994). La limitación de este método es que subestima la capacidad del CC de mejorar algunas otras condiciones además de la fertilidad nitrogenada y atribuye todo el efecto al aporte de N.

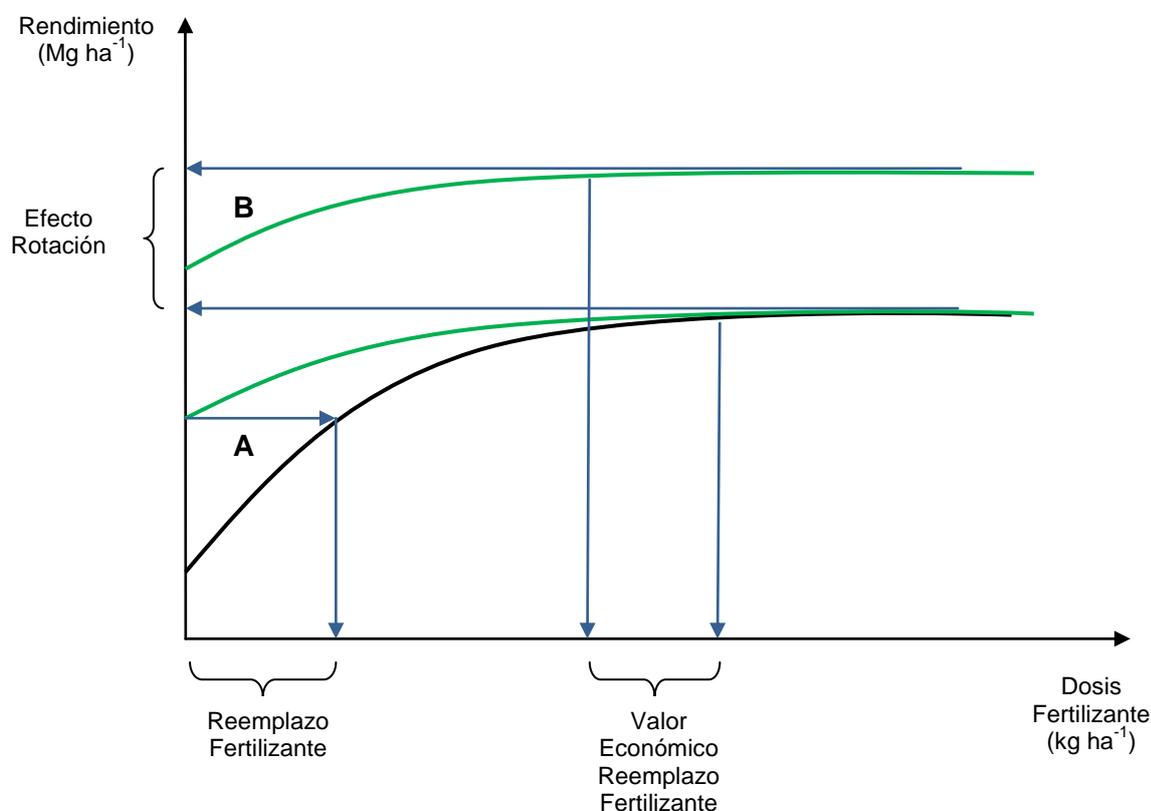


Figura 4. Rendimiento de maíz con barbecho invernal (línea negra) y con CC (línea verde) como antecesor (Ruffo & Parsons, 2004).

Varios autores coinciden en señalar que los CC de vicia tienen un efecto sobre los rendimientos por encima del aporte de N (Mitchell & Teel, 1977; Ebelhar *et al.*, 1984; Smith *et al.*, 1987; Blevins *et al.*, 1990; Miguez & Bollero, 2006). Decker *et al.* (1994) indicaron que los cultivos de cobertura de leguminosas benefician al cultivo posterior no sólo mediante el aporte de N, sino además incrementando el rendimiento máximo del sistema.

Smith *et al.* (1987) señalan que los residuos de leguminosas son menos eficientes como fuente de N que los fertilizantes nitrogenados. Según Seo *et al.* (2006) el fertilizante es dos veces más efectivo que un CC de leguminosa en proveer de N a un cultivo. Estos autores concluyeron que el sistema de manejo de N con la utilización de fertilizante N y residuos de CC de leguminosa puede cubrir los requerimientos de N y conservar el N del suelo, aunque la mezcla óptima depende de factores de sitio específico de cada sistema de producción.

Los CC de gramíneas, como avena o centeno, pueden utilizarse con el objetivo de “rescatar” el N residual del suelo durante el invierno y la primavera. Según Sainju y Singh (1997) los cereales de invierno pueden reducir el riesgo de lavado de nitratos de un 29 a un 94%. Estos CC poseen típicamente bajos contenidos de N y altas relaciones C:N, por lo que tienen poco o ningún efecto sobre el rendimiento del cultivo posterior en el corto plazo. Generalmente, luego de un CC de gramínea se observa una reducción en la disponibilidad del N del suelo (inmovilización), y consecuentemente, un mayor requerimiento de N del cultivo posterior (Waggoner, 1989a; Holderbaum *et al.*, 1990). Por lo tanto, no sería recomendable la implementación de un CC de gramíneas en el caso de que el cultivo posterior fuera maíz o sorgo. Se han realizado diversos estudios en los que se demuestra la utilidad de los CC de cereales, como centeno o avena, como antecesores de cultivos de soja.

Respecto de las fechas de secado de los CC, la demora en el momento de supresión puede influir sobre la absorción de N por parte del maíz, tanto por la mayor acumulación de N en el residuo, como por el efecto de la cobertura o “mulch” durante el verano (Clark *et al.*, 1997a). Generalmente, la demora en el secado del CC puede causar el atraso en la siembra del cultivo de verano. Bollero & Bullock (1994) percibieron una reducción en el rendimiento del maíz sembrado tardíamente para favorecer el crecimiento del CC. En cambio, Clark *et al.* (1997a) no encontraron tales diferencias.

En zonas de secano, el momento de secado de un CC suele determinarse mediante el compromiso entre la cantidad de materia seca producida por el CC y el consumo de agua del CC que puede limitar el recurso al cultivo siguiente (Restovich *et al.*, 2008; Scianca *et al.*, 2008). Según los resultados revisados por Unger & Vigil (1998), los efectos del momento de secado del CC respecto del agua disponible en el suelo al cultivo siguiente, son variables y dependen de factores edáficos y climáticos. Sin embargo, en primaveras secas no sería conveniente demorar demasiado dicho control (Munawar *et al.*, 1990). Estos criterios podrían ser más flexibles en sistemas irrigados, en los que la disponibilidad hídrica en el cultivo estival no es limitante.

En el área de riego que comparten los partidos de Villarino y Patagones, los niveles de MO de suelo son bajos (1-2%) y frecuentemente el nutriente limitante es el N. La existencia de riego promueve diversas alternativas de producción, que van desde cultivos intensivos, como cebolla o zapallo, hasta cultivos extensivos como maíz o girasol. El manejo del N en cualquiera de estas alternativas suele ser una dificultad, que a menudo se supera sobrefertilizando los cultivos. Por otra parte, a pesar de que los suelos de la región son susceptibles a erosionarse por acción del viento, muchas veces se mantienen desnudos durante el barbecho mediante labranzas o aplicaciones de agroquímicos.

El cultivo de maíz en el área de riego de esta región no ocupa gran superficie. Sin embargo, se lo considera un cultivo interesante a incluir en la rotación de cultivos, tanto por el potencial de rendimiento que expresa como por el elevado aporte de rastrojo que realiza al suelo luego de la cosecha.

El maíz requiere altas dosis de N para expresar su potencial de rendimiento (Rivas & Matarazzo, 2009) y gran parte de ese requerimiento debería ser cubierto por el N del suelo. En los suelos estudiados, varios factores influyen para que la eficiencia del uso del fertilizante sea baja, entre ellos, el predominio suelos con bajos contenidos de MO que hacen que el aporte por mineralización sea bajo; las texturas gruesas que favorecen la dinámica de las formas lábiles con la consecuente pérdida por lixiviación; la napa cercana que favorece la salida de los excesos de agua en el momento de riego; etc. La inclusión de CC de leguminosas puede mejorar parámetros de eficiencia de uso del N y el balance general del ciclo del N en el suelo.

Residuos de leguminosas y su efecto sobre el pH del suelo

El pH es uno de los factores determinantes de la fertilidad de un suelo y puede ser afectado por el manejo de cultivos y los residuos. Diversos autores han sugerido que la acumulación de MO en el suelo podría tener efecto de acidificación del suelo, sobre todo en los que se cultivan leguminosas (Tang 1999). Este efecto de acidificación del suelo es atribuido principalmente a un desbalance entre los ciclos del C y el N, tanto de corto como de largo plazo.

Paul *et al.* (2001) atribuyen el cambio en el corto plazo a la adición de materia orgánica joven al suelo.

En general, las plantas absorben cationes y aniones de la solución del suelo para satisfacer sus requerimientos de crecimiento. Las cantidades relativas de los iones absorbidos desde el suelo por las raíces están determinadas por los requerimientos específicos de la planta para estos iones y la composición de la solución del suelo. En la mayoría de los casos, las plantas absorben más cationes que aniones, y expulsan protones para mantener el balance de cargas. Como las leguminosas realizan la fijación biológica de N₂, la acumulación de aniones orgánicos (malato, citrato y oxalato) en el tejido vegetal está estrechamente relacionada con la excreción de protones desde las raíces. Mengel & Steffens (1982), citados por Tang & Yu (1999), postularon que la liberación de protones desde la planta causa un incremento en el pH de las células que estimula la síntesis de aniones orgánicos. La concentración de estos aniones en el material orgánico juega un rol importante en el cambio de pH.

Los aniones orgánicos acumulados en el material vegetal, son fuente de alcalinidad potencial que puede causar el aumento de pH cuando aquél se descompone por la actividad de los microorganismos del suelo (Mengel, 1994 citado por Yan *et al.*, 1996). Según Yan *et al.* (1996), el pH del suelo se incrementa después de la aplicación del material vegetal, principalmente por la acción de dos procesos diferentes: la descarboxilación de aniones orgánicos que fueron acumulados por la planta y, en mucho menor grado, la desaminación de los aminoácidos.

La concentración de estos aniones orgánicos puede ser estimada a partir de la diferencia en la concentración de cargas de cationes y aniones inorgánicos (exceso de cationes), como es descrito por Yan & Schubert (2000):

$$\text{Alcalinidad} = (\text{K}^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+) - (\text{H}_2\text{PO}_4^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^-)$$

En experiencias con suelos moderadamente ácidos, la adición de residuos con bajos niveles de exceso de cationes tuvo un efecto depresor sobre el pH del suelo (Tang & Yu, 1999). Estos cambios en el pH del suelo

pueden modificar los equilibrios de las diferentes formas en que se encuentran algunos nutrientes, así como su disponibilidad para las plantas, en especial del P (Lindsay, 1979).

La descomposición de los residuos está controlada por tres factores principales: el tipo de residuo (contenido de N, composición química, etc.), factores edáficos (pH, temperatura y humedad de suelo) y factores de manejo de residuos (cantidad, ubicación, etc.).

Si bien en algunos casos no se han observado cambios (Pocknee & Sumner, 1997), el agregado de residuos de leguminosas puede modificar el pH del suelo. Tang *et al.* (1999) determinaron incrementos en el pH de suelos con bajo pH inicial que fueron incubados con residuos de leguminosas.

La dirección y magnitud del cambio de pH depende de la composición química del material vegetal y del pH inicial del suelo (Tang & Yu, 1999).

En numerosos estudios previos se ha demostrado que los residuos de dicotiledóneas generalmente poseen mayores concentraciones de aniones orgánicos y mayor efecto alcalino que los residuos de gramíneas (Bessho & Bell, 1992; Hue & Amien, 1989; Pocknee & Sumner, 1997; Tang & Yu, 1999; Yan & Schubert, 2000; Paul *et al.*, 2001; Xu & Coventry, 2003; Xu *et al.*, 2006).

Las características de un suelo pueden condicionar el proceso de descomposición de un residuo y, por lo tanto, modificar el efecto que éste pueda realizar sobre sus propiedades químicas o físicas. Según Xu *et al.* (2006) la magnitud del cambio de pH debido a reacciones directas entre el suelo y el residuo dependen del pH inicial del suelo. Ellos encontraron un menor incremento del pH en suelos con mayor pH inicial.

Tang & Yu (1999) concluyeron que la dirección y la magnitud del cambio de pH dependen de la concentración de aniones orgánicos y nitrógeno en el material vegetal agregado, y del pH inicial del suelo. La adición de material vegetal con alto contenido de N, puede modificar el ciclo del N en el suelo y, por lo tanto, provocar la variación del pH del mismo. Los procesos que forman parte del ciclo del N y su efecto sobre el pH son descritos en la Tabla 2.

Tabla 2. Procesos de generación y consumo de protones en el ciclo del N.

Proceso	Ecuación de la reacción	Producción de H ⁺ (mol _c mol ⁻¹)
Fijación de N	$N_2 + H_2O + 2 R-OH \rightarrow 2 R-NH_2 + 1,5 O_2$	0
Mineralización de N orgánico	$R-NH_2 + H^+ + H_2O \rightarrow R-OH + NH_4^+$	-1
Hidrólisis de Urea	$(NH_2)_2CO + 3 H_2O \rightarrow 2 NH_4^+ + 2 OH^- + CO_2$	-1
Asimilación de amonio	$NH_4^+ + R-OH \rightarrow R-NH_2 + H_2O + H^+$	+1
Volatilización de amonio	$NH_4^+ + OH^- \rightarrow NH_3 + H_2O$	+1
Nitrificación	$NH_4^+ + 2 O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2 H^+$	+2
Asimilación de nitrato	$NO_3^- + 8 H^+ + 8e^- \rightarrow NH_3 + 2 H_2O + OH^-$	-1
Desnitrificación	$2 NO_3^- + 2 H^+ \rightarrow N_2 + 2,5 O_2 + H_2O$	-1

Cuando se utilizan CC bajo labranza cero para la producción de cultivos comerciales, los residuos se acumulan sobre la superficie del suelo y la redistribución de los nutrientes contenidos en ellos, a menudo en altas concentraciones, se produce también sobre la superficie. Schomberg *et al.* (1994) afirman que el potencial para el cambio de pH con residuos en superficie es mayor cuando se aplican fertilizantes o residuos con altas concentraciones de N sobre la superficie, sin la utilización de enmiendas incorporadas al suelo.

Descripción de la problemática

En la agricultura de secano, la demora en el secado del CC aumenta la MS producida y el aporte de N, pero el costo hídrico de acumular mayor cantidad de residuos puede comprometer el potencial del cultivo posterior. En la agricultura de zonas de riego, donde la disponibilidad de agua no es una limitante, se desconoce en qué magnitud otros factores pueden condicionar el crecimiento del cultivo posterior, a medida que se prolonga el ciclo del CC.

En la región del VBRC no se cuenta con experiencias que cuantifiquen la cantidad de N que puede acumular el CC y en qué medida puede beneficiar al cultivo siguiente.

La mayoría de los estudios realizados en el país se centran en el agua y el nitrógeno del suelo. Si se considera a la siembra directa como sistema predominante, con la implementación de los CC, la no remoción podría generar cambios de cierta magnitud sobre el pH del suelo superficial y modificar de alguna manera la disponibilidad de otros nutrientes, como puede ser el fósforo. Si bien esto puede ser muy importante para la nutrición del cultivo siguiente no existe información que ponga en evidencia la dimensión de estos cambios, ni cuáles son los mecanismos ni los factores que pueden incidir sobre ellos.

Por todo esto, y con el objeto de profundizar en las posibles ventajas y desventajas de los CC en áreas de riego, es que se propone analizar algunos aspectos claves que pueden ayudar a la difusión de esta práctica en busca de aumentar la eficiencia de los sistemas productivos y maximizar la preservación de los recursos naturales.

HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

Hipótesis 1. El retraso en el secado de CC de vicia villosa en el VBRC, extiende su ciclo de crecimiento, aumenta la producción de materia seca y la acumulación de N en su biomasa aérea; sin alterar la relación C:N del residuo.

Objetivo 1. Determinar la producción de materia seca acumulada del cultivo de vicia y la relación C:N de sus residuos en los distintos momentos de secado.

Hipótesis 2. Los cultivos de cobertura modifican la cantidad, calidad y distribución de las fracciones orgánicas (estado orgánico del suelo) y la fertilidad nitrogenada potencial, reduciendo la pérdida de nutrientes que ocurren durante barbechos prolongados.

Objetivo 2. Evaluar la distribución y la calidad de diferentes fracciones orgánicas con vicia y con avena como CC. Relacionar la calidad de las fracciones orgánicas del suelo con la productividad del maíz. Evaluar el efecto de los diferentes CC sobre la disponibilidad de N a la siembra y a la cosecha de maíz.

Hipótesis 3. La acumulación de N en la materia seca de vicia no limitaría la disponibilidad de N y agua para el maíz posterior.

Objetivo 3. Determinar el efecto de las leguminosas sobre la producción de materia seca y la productividad del cultivo siguiente. Comprobar el valor de reemplazo de fertilizante originado por la utilización de un CC de leguminosa.

Hipótesis 4. El residuo de *Vicia villosa* modifica el pH del suelo, en forma variable en intensidad y duración según la cantidad aportada. A partir de cambios de pH del suelo por los residuos de vicia, también se modifica la disponibilidad del P para el cultivo siguiente.

Objetivo 4. Evaluar el efecto de la adición de diferentes cantidades de residuos de vicia villosa, derivados de CC en floración, sobre el pH y el P extractable de suelos con diferente pH inicial. Comparar el efecto del agregado de residuos de vicia con el de la adición de residuos de avena, sobre los parámetros antes mencionados.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Cultivos de Cobertura de *Vicia villosa* Roth.

El estudio se realizó en EEA INTA, H. Ascasubi, partido de Villarino, Provincia de Buenos Aires (39° 22' S, 62° 39' O), durante dos años consecutivos, 2006-7 y 2007-8.

El experimento fue conducido cada año en un lote diferente, para evitar efectos residuales del año anterior en el caso del segundo año. En la elección del lote en cada año se tuvo en cuenta el antecesor, que en ambos casos fue girasol. Las temperaturas y las lluvias fueron relevadas en la estación meteorológica ubicada en la EEA, a unos 600 m de los ensayos.

Los suelos donde se realizaron las experiencias fueron Haplustoles Énticos de textura franco-arenosa, pertenecientes a la serie San Adolfo (Tabla 1, Anexo). La textura de estos suelos limita su capacidad de agua útil que no supera los 85 mm en 1 m de suelo (Tabla 2, Anexo). El contenido de MO fue de 1,25 y 1,85%, el Pe de 31 y 25 ppm y el pH de 7,0 y 7,4, valores correspondientes a los primeros 0,20 m de suelo, en los lotes de 2006 y 2007, respectivamente. Las diferencias en el contenido de MO de los suelos de ambos años pueden deberse al efecto de corte de suelo cuando, en su momento, se niveló el lote para su sistematización de riego.

El ensayo se realizó de acuerdo a un diseño experimental de bloques completos al azar, con 3 repeticiones. Cada unidad experimental (UE) tuvo una dimensión de 5 m de ancho por 16 m de largo (80 m²).

Los CC se sembraron a mediados de julio con una sembradora Bertini, con un espaciamiento entre surcos de 0,175 m. Se utilizaron cultivos puros de *Vicia villosa* (120 semillas viables m⁻²) y *Avena sativa* var. Graciela (210 svm⁻²). Aunque inicialmente no se planteó el uso de riego antes de la siembra de los CC, en 2007, a causa de las escasas precipitaciones registradas en los meses previos, se regaron las parcelas.

Los tratamientos a evaluar fueron:

- **VTe:** cultivo de cobertura de vicia villosa, desecada con herbicidas tres semanas antes de la siembra del maíz (Vicia / Temprano; VTe).
- **VMe:** cultivo de cobertura de vicia villosa, desecada con herbicidas dos semanas antes de la siembra del maíz (Vicia / Medio, VMe).
- **VTa:** cultivo de cobertura de vicia villosa, desecada con herbicidas una semana antes de la siembra del maíz (Vicia / Tardío; VTa).
- **Av:** cultivo de cobertura de Avena sativa, desecada con herbicidas tres semanas antes de la siembra del maíz (Avena; Av).
- **T:** Barbecho químico, manteniendo el suelo desnudo a modo de testigo durante el período de crecimiento de los cultivos de cobertura (Testigo; T).

La semilla de *Vicia villosa* se inoculó con *Rhizobium leguminosarum* biovar. *viciae*, siguiendo los procedimientos indicados en el envase del inoculante, con turba como sustrato.

Los CC fueron secados mediante la aplicación de herbicida (glifosato, 3,5 a 4 L ha⁻¹). El momento de secado se determinó mediante la utilización de un criterio visual del estado fenológico del cultivo. De esta manera, el secado temprano se realizó cuando el cultivo se encontraba en 10% de floración; el secado medio en 50% de floración; y el secado tardío cuando la vicia alcanzó el 90% de floración.

La biomasa aérea producida previamente al momento de control se muestreó mediante un marco de 0,25 x 0,25 m. Se extrajeron muestras compuestas de tres marcos por parcela. Las muestras se llevaron a estufa a 60°C durante 72 horas y luego se pesaron para determinar la producción de materia seca al momento de secado.

Las muestras de los CC se molieron en un molino Thomas-Wiley Laboratory Mill Model 4 (perteneciente al Dpto. de Agronomía de la UNS) a un tamaño de partícula ≤ 1 mm. Posteriormente se determinó la concentración de N en la biomasa mediante Kjeldahl (Bremner, 1996). Con los datos obtenidos

se calculó el contenido de N en la biomasa para estimar el aporte de N realizado por los residuos de cada CC.

El análisis de los resultados se realizó en dos partes. En principio se comparó la producción de materia seca y la acumulación de N de los CC de vicia, con el objetivo de observar los efectos de los distintos momentos de secado. Luego, se compararon los mismos parámetros entre los CC de vicia y el CC de avena.

Los datos fueron analizados mediante Anova doble. Cuando se hallaron diferencias, las medias se compararon con LSD ($p < 0,05$). Los análisis estadísticos se realizaron con INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2010).

2. Efecto de los CC de Vicia villosa Roth. sobre la materia orgánica particulada y el N del suelo

Sobre las parcelas de los tratamientos descriptos, se realizaron seguimientos periódicos de humedad y de parámetros de fertilidad de suelo como nitrógeno de nitratos y materia orgánica particulada.

2.1. Nitrógeno disponible

Se realizaron muestreos de nitratos (NO_3^-) previos a la siembra de los CC; antes de la siembra del maíz, es decir, luego del secado de los CC, y al finalizar el ensayo, a la cosecha del maíz. Los muestreos se hicieron a dos profundidades (0-0,20 y 0,20-0,60 m), al azar en cada UE. Las muestras se mantuvieron refrigeradas en heladeras portátiles y se trasladaron al LANAIS (Dpto. de Agronomía, UNS) para su análisis, mediante el método de Kjeldahl. Los datos obtenidos se transformaron a N-NO_3^- para cada profundidad (0-0,20 y 0,20-0,60 m) y para el total de la misma (0-0,60 m).

Los resultados obtenidos fueron analizados mediante Anova doble. Cuando se hallaron diferencias significativas, las medias se analizaron con LSD ($p < 0,05$).

2.2. Materia orgánica particulada

Se realizaron muestreos de suelos en los primeros 0,20 m desde el comienzo de la experiencia, siembra de los CC, hasta la cosecha del maíz.

Las muestras compuestas por 10 pinchazos por parcela, se extrajeron con barreno y los sitios de muestreo dentro de cada UE se determinaron al azar.

Las muestras se secaron al aire, se homogeneizaron y tamizaron por 2 mm. Luego se realizó el fraccionamiento físico en húmedo por tamaño de partícula (tamiz de 0,1 mm) aislándose dos fracciones con características diferentes: por un lado, la fracción fina (FF) de 0 a 0,1 mm, donde se encuentran arcilla, limo, arena muy fina y la MO asociada a la fracción orgánica mineral (MOM); y por otro lado, la fracción gruesa (FG) de 0,1 a 2 mm, donde se encuentran el resto de los tamaños de arenas y la MO menos transformada, joven o particulada (MOP). Ambas fracciones se secaron y se homogenizaron para su posterior análisis.

El contenido de materia orgánica particulada se determinó por pérdida por calcinación (550°C) de la fracción gruesa del suelo. Se seleccionaron 20 muestras con contenidos variables de MOP, dentro del rango obtenido, y se les determinó CO utilizando el analizador automático LECO. A partir de los valores de MOP determinados por calcinación y los de CO obtenidos con el analizador automático, se realizó una recta de correlación para estimar los valores de COP en todas las muestras analizadas.

Debido a la falta de sensibilidad del COP para mostrar diferencias entre los CC encontrada en el primer año de experiencia, esta determinación no se repitió el segundo año.

3. Efecto de los cultivos de cobertura sobre el nitrógeno en biomasa y el rendimiento de maíz

Luego del secado de los CC descriptos y analizados, se realizó un riego presiembra para el posterior establecimiento del cultivo de maíz.

Se utilizó el diseño preestablecido para los CC, es decir, cada uno de los CC pasó a ser un antecesor. Cada UE (80 m²) fue dividida en 4 subunidades (20 m², cada subUE) en las que se aplicaron las diferentes dosis de fertilizante nitrogenado. De esta forma, se utilizó un diseño experimental de bloques con parcelas divididas.

La siembra del cultivo de maíz se realizó en la semana posterior al secado del CC de vicia correspondiente al tratamiento VTa. Se utilizó una sembradora de siembra directa marca ERCA de diez cuerpos de siembra, de los cuales se utilizaron sólo siete, debido al ancho de las parcelas principales.

En los dos años de experiencia se sembró el mismo híbrido (Nidera AX820). La densidad de siembra utilizada fue de 90.000 y 95.000 plantas ha⁻¹, en 2006 y 2007, respectivamente. En el primer año se adicionaron 50 kg PDA ha⁻¹ y en el segundo se agregaron 70 kg PDA ha⁻¹ a la siembra del maíz.

En estadios fenológicos cercanos a V6, se dividieron las parcelas principales y se asignaron al azar las dosis de fertilización. Las dosis fueron de 69, 138 y 207 kg N ha⁻¹ en forma de urea y un testigo, sin agregado de fertilizante. En ambos años de experiencia, las fertilizaciones se realizaron luego de aplicado el riego, para asegurar la incorporación del fertilizante.

Durante el ciclo del cultivo de maíz se realizaron entre 5 y 6 riegos para satisfacer la demanda hídrica del cultivo. Los riegos se realizaron bordeando las parcelas y el agua fue distribuida por gravedad dentro de cada UE (riego por manto). Se estimó la aplicación de aproximadamente 100 mm agua en cada riego.

Al final del ciclo del cultivo se extrajeron 3 plantas por subunidad experimental, se separó la biomasa aérea de la espiga y se pesaron en forma individual. Las plantas y las espigas se llevaron a estufa a 60°C durante 72 hs o hasta alcanzar peso constante.

Las plantas fueron molidas a un tamaño de partícula inferior a 1 mm en un molino Thomas-Wiley Laboratory Mill Model 4. Luego se analizaron en el laboratorio para determinar su concentración de N mediante Kjeldahl. Las espigas fueron trilladas a mano y sus granos se molieron mediante un molinito

de martillo a un tamaño de partícula inferior a 2 mm. Las muestras obtenidas se analizaron mediante Kjeldahl para determinar la concentración de N en grano.

Para la cosecha del maíz, se marcaron 3 m lineales dentro de cada subUE, paralelos a la dirección de siembra. Se cosecharon las 5 hileras centrales de cada subUE y al mismo tiempo, se realizó el censo de plantas cosechadas.

Se contaron las espigas por subUE y de esta manera pudo observarse la prolificidad del híbrido utilizado. Después del conteo, se trillaron a mano todas las espigas de cada subUE y se pesó el grano. Simultáneamente, se relevaron los datos de humedad en grano, mediante 5 mediciones del parámetro en cada subUE.

El rendimiento se estimó a partir del peso de los granos cosechados, corregidos a una humedad de 12,5%, y la superficie cosechada en las subUE.

Los resultados obtenidos fueron analizados mediante Anova doble, para un diseño en bloques con parcela dividida. En los casos donde se hallaron diferencias estadísticamente significativas, las medias se compararon mediante LSD ($p < 0,05$).

3.1. Balance de N en el cultivo de maíz

Se aplicó un modelo de balance de N para cuantificar el aporte de las diferentes fuentes de N y estimar el aporte de los CC. En el modelo propuesto se tuvieron en cuenta las siguientes relaciones:

- El N mineralizado de la MO durante el ciclo del maíz (N_{MO}) se calculó con el antecesor barbecho sin el agregado de fertilizante, como la diferencia entre el N absorbido en la biomasa del cultivo (N_B) y el N disponible durante el ciclo del maíz (N_D).

$$N_{MO} = N_B - N_D$$

- El N disponible durante el ciclo del maíz (N_D) se dedujo de la diferencia entre el N medido a la siembra del maíz (N_I) y el N medido a la cosecha del cultivo estival (N_F).

$$N_D = N_F - N_I$$

- Para cada uno de los tratamientos, el N disponible total (N_{DT}) se valoró como la suma de N_D y N_{MO} .

$$N_{DT} = N_{MO} + N_D$$

- El N aportado por el CC a la siembra del maíz (N_S) se estimó mediante la diferencia entre el N_I de cada CC y el N_I del barbecho.

$$N_S = N_{I(CC)} - N_{I(T)}$$

- El N aportado por los residuos de los CC durante el ciclo del maíz (N_R) se consideró como la diferencia entre N_{MO} del tratamiento con CC y N_{MO} del testigo.

$$N_R = N_{MO(CC)} - N_{MO(T)}$$

- El aporte total de N de los CC (N_{CC}) se estimó como la suma de N_S y N_R .

$$N_{CC} = N_S + N_R$$

El supuesto de este modelo es que no existen pérdidas de N y que no hubo aportes del elemento por parte del agua de riego.

Probablemente existan pérdidas de N por diferentes vías, principalmente debidas al lavado, pero no fueron medidas y es por ello que no se las considera. Por lo tanto, debe tenerse en cuenta que el aporte de la MO podría ser mayor.

3.2. Eficiencias de uso del N

Como derivación de las determinaciones realizadas, se calcularon diferentes índices de eficiencia en el uso del N, que permiten interpretar de mejor manera la información obtenida.

Se utilizaron cinco parámetros de eficiencia (Galantini & Landriscini 2007) para comparar entre los diferentes antecesores:

- Eficiencia de Uso del N disponible (EUN) para la producción de grano y MS:

$$EUN_G = \text{Rendimiento}_G / N_d$$

$$EUN_{MS} = \text{Producción}_{MS} / N_d$$

donde Rendimiento_G, rendimiento en grano (kg ha⁻¹); Producción_{MS}, producción de MS (kg ha⁻¹); N_d, N disponible en los primeros 0,60 m a la siembra del maíz, más el agregado con el fertilizante (kg ha⁻¹).

- Índice de cosecha de N (ICN) o la eficiencia en la translocación del N absorbido

$$\text{ICN} = N_G / N_{MS}$$

donde N_G, N absorbido en grano (kg ha⁻¹); N_{MS}, N absorbido en la MS (kg ha⁻¹).

- Recuperación aparente del fertilizante aplicado (RAN)

$$\text{RAN} = (N_{MSf} - N_{MS0}) / N_f$$

donde N_{MSf}, N absorbido en la MS en tratamientos con fertilización (kg ha⁻¹); N_{MS0}, N absorbido en la MS sin fertilizante (kg ha⁻¹); N_f, N aplicado con el fertilizante (kg ha⁻¹).

- Eficiencia Fisiológica (EF_{MS})

$$\text{EF}_{MS} = \text{Producción}_{MS} / N_{MS}$$

4. Efecto de la adición de residuos de leguminosas sobre el pH del suelo y el P extractable

A fin de evaluar el efecto de diferentes cantidades de residuos de vicia, en diferentes suelos, sobre el pH y el P extractable (Pe) se realizó un ensayo de incubación. El mismo consistió en el uso de suelos de diferente pH inicial y residuos de plantas de composición química heterogénea y en distintas cantidades. El objetivo de la incubación fue acelerar los procesos de cambio en los parámetros evaluados. Los residuos fueron íntegramente mezclados con los suelos y luego humedecidos al comenzar la incubación. Tanto en este momento como en los sucesivos, el humedecimiento de los suelos se realizó con agua destilada.

En cada una de las experiencias se analizó la dinámica de los cambios en el pH del suelo y el Pe en el tiempo, comparando los valores determinados al inicio de la incubación con los obtenidos a los 10, 20, 30, 60, 90 y 120 días.

4.1. Suelos utilizados

Los suelos fueron obtenidos en el área de influencia del la EEA INTA Hilario Ascasubi y de la zona de Bahía Blanca. Se recolectaron muestras de los primeros 20 cm del perfil en cada uno de los sitios. Las muestras secadas al aire fueron tamizadas por 2 mm y completamente homogeneizados. De cada una se analizaron el pH inicial y el fósforo extractable (Pe) (Tabla 3). Además, los suelos estudiados fueron caracterizados mediante un fraccionamiento por tamaño de partícula en húmedo. Se tomó una submuestra de aproximadamente 50 g de suelo, a la que se agregó cerca de 100 mL de agua destilada (relación 1:2) y 10 bolitas de vidrio para facilitar la dispersión. Así, se agitó toda la noche con un agitador rotativo. Luego se pasó por dos tamices, de 50 y de 100 micrones. De esta forma, se obtuvieron tres fracciones, una con tamaño de partícula menor a 50 micrones, en la que se encuentran la arcilla, el limo y el carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COM); una intermedia, de 50 a 100 micrones, en la que aparecen las arenas muy finas y el carbono orgánico particulado medio (COPm); y una mayor de 100 micrones, en la que se encuentra el resto de las arenas y el CO particulado de mayor tamaño (COP) (Tabla 3).

Con el objetivo de recobrar la actividad microbiana, los suelos fueron pre incubados a 25°C durante 10 días en la oscuridad (Xu *et al.*, 2006) en envases plásticos de 7 cm de alto por 5 cm de ancho. Cada envase contuvo 40 g de suelo.

En las experiencias relacionadas con el efecto de dosis crecientes de residuo de vicia y el efecto de dosis de residuo de avena, se utilizaron dos suelos (A₁ y C₁), ambos de características similares, pero provenientes de diferentes lugares.

Tabla 3. Propiedades básicas de los diez suelos utilizados en las distintas experiencias.

Suelo	Ubicación	pH	Pe ppm	Tamaño de partícula μm			Carbono orgánico %			MO %
				0-50	50-100	100-2000	COM	COPm	COP	
A ₁	Ascasubi	7,0	30	27	27	42	0,83	0,15	0,13	1,93
A ₂	Ascasubi	7,0	25	25	14	61	0,73	0,13	0,24	1,92
C ₁	Cabildo	7,1	43	22	22	56	0,74	0,09	0,12	1,65
C ₂	Cabildo	8,0	8	25	24	50	0,63	0,10	0,10	1,45
C ₃	Cabildo	6,5	7	24	23	52	0,62	0,08	0,09	1,38
C ₄	Cabildo	6,3	30	36	33	29	1,04	0,21	0,12	2,39
C ₅	Cabildo	6,7	8	37	29	31	0,89	0,17	0,09	2,00
C ₆	Cabildo	7,2	6	28	19	52	0,54	0,08	0,10	1,25
Cg	Cagliari	7,2	13	19	15	65	0,68	0,15	0,24	1,86
O ₁	Tte. Origone	7,4	5	14	11	73	0,56	0,12	0,25	1,62

4.2. Residuos de Plantas

Se utilizaron residuos de vicia que fueron obtenidos de los ensayos de CC realizados en el año 2006 (VMe, secado medio). Los residuos fueron caracterizados químicamente por su concentración de N, alcalinidad (exceso de cationes) y la relación C:N (Xu *et al.*, 2006).

Las muestras, recolectadas en el momento previo a la aplicación del herbicida, fueron secadas en estufa (60°C) y luego molidas en un molino Thomas-Wiley (Modelo 4) a través de una malla de 1 mm.

La composición química del residuo se detalla en la Tabla 4.

Tabla 4. Composición química del residuo utilizado en las incubaciones.

Residuo	C	N	S	P	Na	Mg	Ca	K	Cl	C:N	Exceso de cationes
	%				mg g^{-1}						(mmol kg^{-1})
Vicia	41,2	4,00	2,82	3,29	1,28	2,77	14,8	38,3	7,66	10	1625
Avena	42,1	2,34	2,20	2,70	1,7	1,34	4,1	31,6	4,60	18	927

Para responder al objetivo planteado se realizaron diferentes experiencias:

a. Efecto de la cantidad de residuos sobre el cambio de pH

Los suelos A₁ y C₁ se incubaron con distintas cantidades de residuos de vicia. Estos niveles se definieron a partir de producciones de materia seca creciente.

Los tratamientos fueron:

T. Testigo, sin adición de residuos;

D₁. Con residuos de vicia a una tasa de 10 g MS kg⁻¹ suelo;

D₂. Con residuos de vicia a una tasa de 20 g MS kg⁻¹ suelo;

D₃. Con residuos de vicia a una tasa de 30 g MS kg⁻¹ suelo;

D₄. Con residuos de vicia a una tasa de 40 g MS kg⁻¹ suelo.

Los residuos correspondieron a vicia cuyo estado fenológico fue de 50% de floración. El diseño utilizado fue completamente aleatorizado con 3 repeticiones. Las fechas de muestreo fueron a los 10, 20, 30, 60, 90 y 120 días de dar comienzo a la incubación. En cada fecha se retiraron envases correspondientes a cada tratamiento con sus respectivas repeticiones. La experiencia se ajustó a un diseño de parcela dividida, donde el tipo de suelo es la parcela principal, la cantidad de residuo es la subparcela, con tres réplicas por subparcela (UE). Los datos obtenidos fueron analizados mediante ANOVA triple, con el objetivo de verificar interacciones. Cuando se encontraron diferencias significativas, las medias se compararon mediante LSD.

b. Efecto del tipo de residuos

Los suelos A₁ y C₁ fueron incubados con dos niveles de residuos de avena.

Los tratamientos se definieron como:

T. Testigo, sin adición de residuos.

D₁ - V. Con residuos de vicia a una tasa de 10 g MS kg⁻¹ suelo;

D₄ - V. Con residuos de vicia a una tasa de 40 g MS kg⁻¹ suelo;

D₁ - Av. Con residuos de avena a una tasa de 10 g MS kg⁻¹ suelo;

D₄ - Av. Con residuos de avena a una tasa de 40 g MS kg⁻¹ suelo.

El diseño fue completamente aleatorizado con 3 repeticiones. A los 10, 60 y 120 días del comienzo de la incubación, se retiraron los envases correspondientes. Se secaron al aire, se homogeneizaron mediante un mortero y luego se le realizaron los análisis correspondientes. Los resultados obtenidos

fueron analizados mediante ANOVA. Se consideraron las interacciones y se analizaron los datos a partir de la significancia de las mismas. Cuando se hallaron diferencias significativas, las medias se compararon mediante LSD ($\alpha < 0,05\%$).

c. Efecto de las características del suelo

Diez suelos (A_1 , A_2 , C_1 , C_2 , C_3 , C_4 , C_5 , C_6 , C_g , O_1) provenientes del S y SO de la Provincia de Buenos Aires, fueron incubados con dos niveles de residuos de vicia. Los tratamientos se definieron como:

T. Testigo, sin adición de residuos;

D₁. Con residuos de vicia a una tasa de 10 g MS kg⁻¹ suelo;

D₄. Con residuos de vicia a una tasa de 40 g MS kg⁻¹ suelo.

El diseño fue completamente aleatorizado con 3 repeticiones. Se tomaron 3 fechas de muestreo. A los 10, 60 y 120 días del comienzo de la incubación, se retiraron los envases correspondientes.

Los resultados obtenidos fueron analizados mediante ANOVA. Se consideraron las interacciones y se analizaron los datos a partir de la significancia de las mismas. Cuando se hallaron diferencias significativas, las medias se compararon mediante LSD ($\alpha < 0,05\%$).

En total, se procesaron 504 unidades experimentales. Las muestras fueron homogeneizadas y se determinó pH (potenciométricamente en una relación suelo:agua igual a 1:2,5) y Pe por el método de Bray & Kurtz (1945). Además se realizaron mediciones de NO_3^- y NH_4^+ en 54 UE, para observar la dinámica de éstos en tres fechas de la incubación. Para estas determinaciones se utilizó el método de destilación por arrastre de vapor con aleación de Devarda (Mulvaney, 1996).

4.3. Acondicionamiento de los suelos

Finalizado el período de incubación correspondiente cada UE fue retirada del invernáculo y puesta a secar al aire. Cuando el suelo estuvo seco, se homogeneizó la muestra mediante un mortero.

4.4. Análisis estadístico

Se utilizó Anova triple para un diseño completamente aleatorizado. En los casos en los que se encontró interacción, las variables se separaron según la conveniencia del estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1.Productividad de los cultivos de cobertura de vicia villosa, secados en diferentes momentos.

1.1. Condiciones meteorológicas

Las variaciones de la meteorología entre años fueron importantes tanto en precipitaciones como en temperaturas medias mensuales (Figura 5).

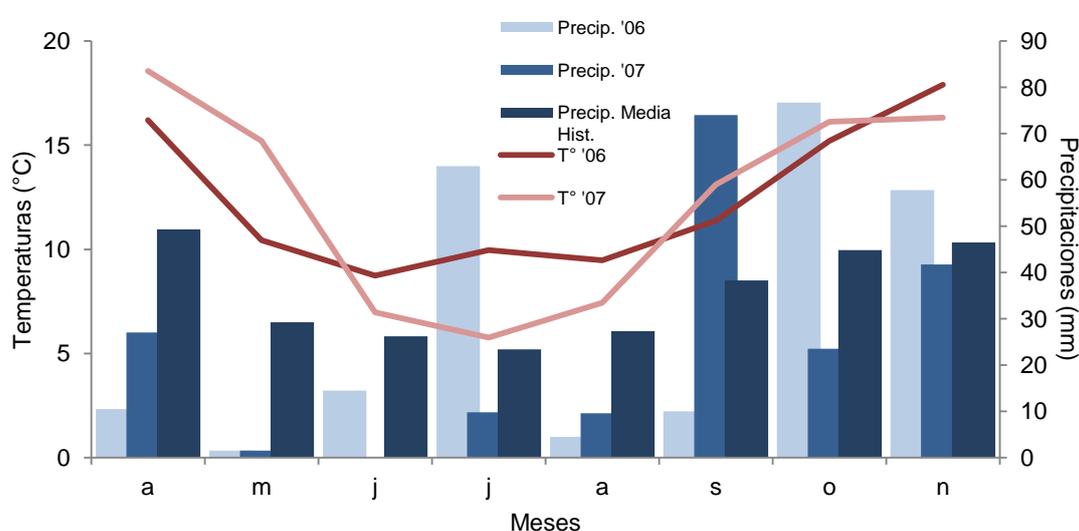


Figura 5. Temperaturas y precipitaciones previas y durante el crecimiento y desarrollo de los CC, en los dos años de experiencia.

Para la siembra de los CC en el año 2006, se prescindió de la aplicación de un riego previo debido a precipitaciones tempranas en julio. En contraste, en el mes de julio de 2007, así como en los meses anteriores, las lluvias fueron escasas.

En el primer año de experiencia, los CC fueron sembrados el 19 de julio (Tabla 4). El ciclo de crecimiento (desde siembra a secado) fue de 98 días para VTe y Av, 105 días para VMe y 113 días para VTa. Durante estos períodos, las precipitaciones fueron de 130 mm para VTe y Av, 143 mm para VMe y 150 mm para VTa. En 2007, los CC se sembraron el 26 de julio (Tabla 5). El período

entre la siembra y el secado de cada CC fue de 103 días para VTe y Av, 110 días para VMe y 117 días para VTa. En el transcurso de estos períodos ocurrieron lluvias de 115 mm para VTe y Av, 125 mm para VMe y 133 mm para VTa.

Tabla 5. Fecha de siembra, momento de secado, extensión del ciclo de crecimiento y precipitaciones ocurridas durante el mismo, para los CC analizados en los dos años de experiencia.

CC	Fecha de siembra	Fecha de secado	Ciclo de crecimiento (días)	Precipitaciones durante ciclo (mm)
2006				
VTe - Av	19/07/2006	26/10/2006	98	130
VMe	19/07/2006	02/11/2006	105	143
VTa	19/07/2006	09/11/2006	113	150
2007				
VTe - Av	26/07/2007	06/11/2007	103	115
VMe	26/07/2007	13/11/2007	110	125
VTa	26/07/2007	20/11/2007	117	133

¹CC=Cultivos de cobertura; VTe=CC de vicia secado temprano; VMe=CC de vicia secado medio; VTa=CC de vicia secado tardío; Av=CC de avena

Las precipitaciones de primavera favorecieron la producción de materia seca de los CC. En el primer año, se concentraron en el mes de octubre (78 mm) y favorecieron el incremento de la tasa de crecimiento de la vicia. En 2007, las precipitaciones ocurrieron principalmente en el mes de septiembre (74 mm) cuando la materia seca acumulada en los CC era aún escasa y, seguramente tenían un menor desarrollo radical, por lo que el efecto sobre la tasa de crecimiento fue menor.

En climas fríos y secos, es habitual observar menor desarrollo en CC de leguminosas, respecto de climas más húmedos y cálidos (Doran & Scott Smith, 1991). Las precipitaciones y las temperaturas del primer año ofrecieron buenas condiciones de crecimiento para los CC de vicia.

1.2. Producción de materia seca y contenido de N de los CC de vicia

Tanto en la producción de MS como en el contenido de N, no se halló interacción entre año y momento de secado (Tabla 3, Anexo). Se encontraron diferencias significativas en la producción de MS de vicia y en la acumulación de N en la biomasa, entre años y entre fechas de secado en cada año (Tabla 3, Anexo).

La producción de MS promedio de vicia en 2006 fue mayor que en 2007 (4,5 vs. 3,0 Mg MS ha⁻¹). Esta diferencia se atribuyó principalmente a las bajas temperaturas durante el invierno y principios de primavera de 2007.

Para el promedio de los dos años, el retraso en el secado aumentó significativamente la producción de MS de vicia, que siguió el orden VTa (5,58 Mg ha⁻¹), VMe (3,67 Mg ha⁻¹) y VTe (1,98 Mg ha⁻¹) (Tabla 6). Estos resultados coinciden con Wagger (1989b) y Clark *et al.* (1995; 1997a), quienes hallaron diferencias significativas en el rendimiento en materia seca y el contenido de N entre CC cuando se secaban con dos o tres semanas de diferencia. Vaughan & Evanylo (1998) y Sainju & Singh (2001) encontraron resultados similares respecto del aumento en la producción de materia seca y el contenido de N cuando el secado de los CC se retrasa unas semanas. En esta experiencia, cuando el secado del CC de vicia se postergó dos semanas, la leguminosa elevó su producción en 3,6 Mg MS ha⁻¹. Este incremento se atribuye al rápido crecimiento de los CC de vicia en primavera, debido principalmente al aumento de temperatura (Clark *et al.*, 1995; Sainju *et al.*, 1998). Según lo observado, la tasa de acumulación de materia seca para el período considerado fue de 240 kg MS día⁻¹ ha⁻¹.

El contenido promedio de N de la biomasa de vicia fue mayor en 2006 que en 2007 (170 kg N ha⁻¹ y 116 kg N ha⁻¹, respectivamente).

El contenido de N fue mayor en VTa (205 kg ha⁻¹) que en VMe (145 kg ha⁻¹) y VTe (79 kg ha⁻¹) (Tabla 6). También se encontraron diferencias entre VTe y VMe, por lo que una semana de retraso en el secado de la vicia sería suficiente para aumentar el contenido de N de su biomasa. En promedio, la vicia acumuló 126 kg N ha⁻¹ durante las dos semanas que separaron el secado

temprano del secado tardío, es decir desde 10% a 90% de floración, y la tasa diaria de acumulación de N estimada en este período fue de 8,4 kg N día⁻¹ ha⁻¹.

Tabla 6. Producción de materia seca acumulada, concentración de N y contenido de N en la biomasa, al momento del secado de los cultivos de cobertura de vicia en 2006, 2007 y el promedio de los dos años.

CC ¹	Biomasa			Concentración de N			Contenido de N		
	2006	2007	Prom.	2006	2007	Prom.	2006	2007	Prom.
	Mg ha ⁻¹			g kg ⁻¹			kg ha ⁻¹		
VTe	2,70	1,27	1,98 c	38 ab	42	40	105	54	79 c
VMe	4,34	2,99	3,67 b	40 a	39	39	173	117	145 b
VTa	6,33	4,83	5,58 a	37 b	37	37	233	178	205 a

Letras distintas en cada columna indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

¹CC=Cultivos de cobertura; VTe=CC de vicia secado temprano; VMe=CC de vicia secado medio; VTa=CC de vicia secado tardío.

La observación de los datos obtenidos sugirió la relación directa entre la producción de MS de vicia y la acumulación de N en ella. La regresión planteada para verificar esta relación entre las dos variables fue altamente significativa ($R^2=0,99^{***}$) (Figura 6). Para comparar los valores obtenidos con los observados en los diferentes ensayos presentados en la bibliografía (Tabla 1) se agregaron al gráfico los puntos correspondientes a los trabajos citados ($n=19$), la mayoría de ellos obtenidos en América del Norte, y se obtuvo una relación altamente significativa ($R^2=0,90^{***}$) (Figura 6).

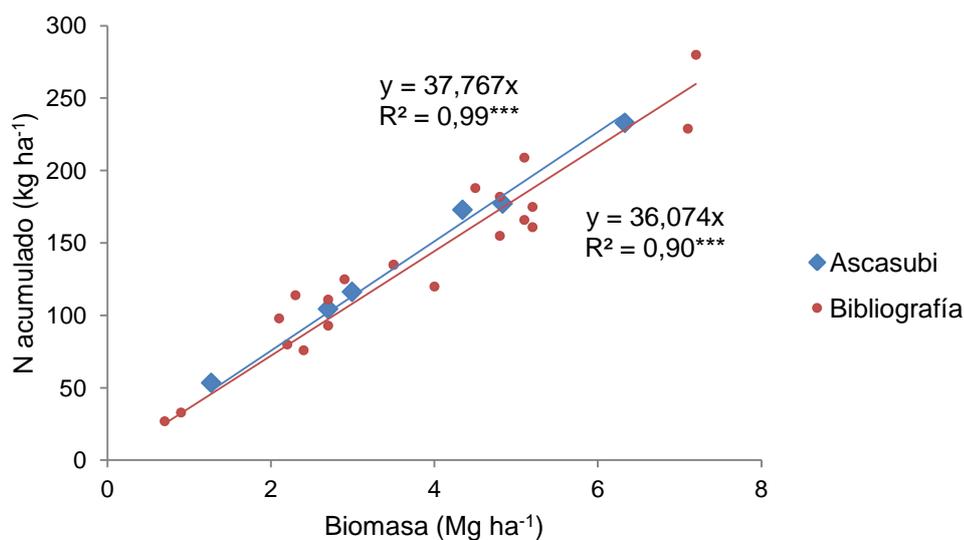


Figura 6. Relación entre la biomasa acumulada de vicia y su contenido de N encontrada en la bibliografía (línea roja) y en la experiencia realizada (línea azul).

Según lo encontrado, durante el período de tiempo considerado y bajo las condiciones de cada caso, por cada 1 Mg de MS acumulada por la vicia, se acumulan aproximadamente 38 kg N ha⁻¹.

Cabe aclarar que los datos presentados en este trabajo, tanto de producción de MS como de contenido de N, corresponden a CC de vicia en estados fenológicos cercanos a floración hasta floración completa. De igual manera, los datos tomados de la bibliografía provienen de CC de vicia secados en estados fenológicos similares, pero en diferentes ambientes.

1.3. Calidad de los residuos

El contenido de C de los residuos de los CC de vicia fue similar en los dos años y entre las tres fechas de secado, y promedió el 40% (CV 3,55%) (Tabla 7). En general, la bibliografía indica que el contenido de C en residuos de cultivos oscila entre 40 y 50% (Kumar & Goh, 2000). En contraste, el contenido de N varía considerablemente entre especies, e incluso entre estados fenológicos de la misma especie, lo que da lugar a la variación de la relación C:N.

Tabla 7. Porcentaje de C y relación C:N de los residuos de vicia de los dos años de experiencia.

CC	C %	Relación C:N
2006		
VTe	40,2	10,5 b
VMe	41,2	10,3 b
VTa	40,6	11,0 a
2007		
VTe	41,5	9,8
VMe	39,3	10,1
VTa	40,1	10,9

En 2006 se observaron diferencias significativas en la relación C:N de los residuos de los CC de vicia (Tabla 4, Anexo), siendo en VTa (11:1) mayor que en VTe y VMe (10:1). Esta diferencia se atribuyó a la concentración de N en el residuo, que fue apenas menor en el caso de VTa, comparado con los otros tratamientos. En 2007, no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 4, Anexo).

Por lo general, una relación C:N de 25:1 es considerada el límite entre la mineralización o la inmovilización del N del residuo (Allison, 1966). En esta experiencia, la relación C:N de los residuos nunca superó el valor de 11:1, por lo que parecería no limitante para su descomposición en ninguna de las fechas de secado. Sin embargo, Waggoner *et al.* (1998) mencionan que aunque la relación C:N se mantenga baja entre los diferentes estados fenológicos de la vicia, la calidad del residuo puede variar sustancialmente debido a un aumento en las concentraciones de hemicelulosa y lignina. En este estudio no se midieron las concentraciones de celulosa, hemicelulosa y lignina. Futuras experiencias deberían cuantificar estos componentes para dimensionar su posible efecto sobre la velocidad de descomposición del residuo.

1.4. Diferencias de producción de materia seca y calidad del residuo entre el CC de vicia y el CC de avena

Cuando se compararon los dos años de experiencia, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la producción de MS del CC de avena. El promedio de producción de biomasa fue de 4,65 Mg MS ha⁻¹ (Tabla 8).

Tabla 8. Biomasa, concentración de N y C, y relación C:N del residuo del CC de avena.

Año	Biomasa (Mg ha ⁻¹)	C %	N %	Cont. de N (kg ha ⁻¹)	C:N
2006	5,53	42,1	2,34	129	18,0
2007	3,77	42,4	2,19	82	19,5
Promedio	4,65	42,2	2,27	106	18,8

El CC de avena (Av) produjo mayor cantidad de materia seca aérea que el CC de vicia secado al mismo tiempo (VTe), en ambos años (Tablas 5 y 7). En 2006, la producción de MS de Av alcanzó los 5,5 Mg MS ha⁻¹, alrededor del doble de la producción de MS de VTe (2,7 Mg MS ha⁻¹). En 2007, los rendimientos de Av y VTe fueron 3,8 Mg y 1,3 Mg MS ha⁻¹, respectivamente. La mayor producción de MS de Av comparado con VTe fue consecuencia del ciclo más precoz de la gramínea y el lento crecimiento inicial de la leguminosa.

El contenido de N en la biomasa aérea fue mayor en Av que en VTe (Tablas 5 y 7). El tratamiento Av acumuló 20 y 35% más N que VTe, en 2006 y 2007, respectivamente. Como se señaló anteriormente, los CC de gramíneas tienen la capacidad de absorber el N disponible durante su crecimiento y evitar las pérdidas que pudieran ocasionarse durante el barbecho (Fageria *et al.*, 2005). En este estudio, el CC de avena no fue fertilizado, por lo que se puede inferir que el N contenido en su MS proviene del suelo, tanto del medido a la siembra de los CC como del liberado por mineralización de la MO. En este sentido, se observó que el secado temprano de la vicia limitó su capacidad de absorción de N del suelo. La fijación simbiótica no le dio a la vicia la ventaja

esperada respecto al contenido de N, por lo que se presume que el tiempo de crecimiento de la misma fue insuficiente.

Para el promedio de los años, la producción de MS del CC de avena fue mayor que la producción de vicia de secado temprano, sin embargo, no se diferenció de la producción de los CC de vicia secados posteriormente (Figura 7). El contenido de N en la biomasa aérea medido en Av, no fue estadísticamente diferente que el medido en VTe y VMe (Figura 7).

La concentración de C promedio en la biomasa aérea de avena fue de 42% y la relación C:N del residuo de 18:1. Por lo mencionado en la bibliografía, la relación C:N no sería limitante para la descomposición del residuo. Sin embargo, el alto nivel de acumulación de C en la biomasa y las formas de estos compuestos carbonados, pudo causar una descomposición más lenta del residuo de avena, respecto del residuo de las leguminosas. Por lo tanto, a pesar de la mayor acumulación de N en la biomasa de avena respecto de la vicia, la disponibilidad del nutriente en el cultivo siguiente por la descomposición de los residuos, pudo haber sido afectada.

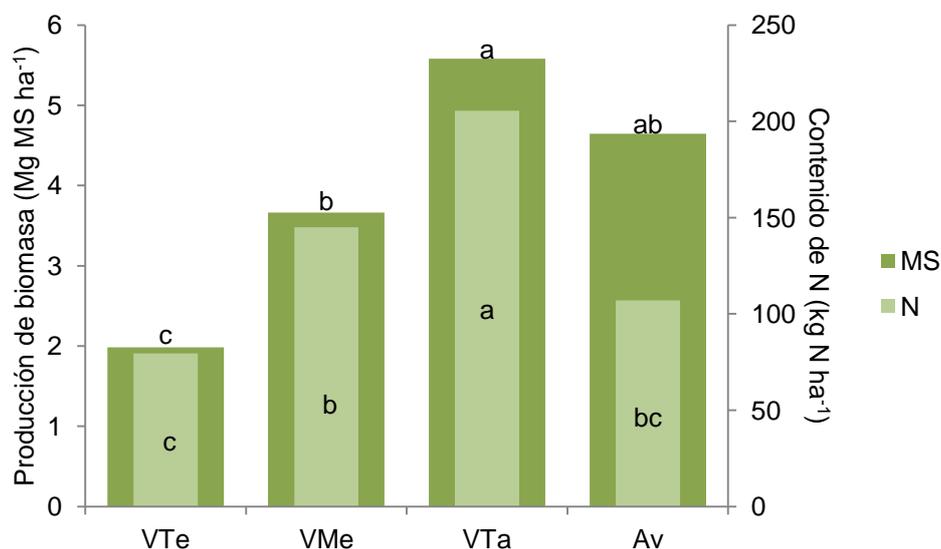


Figura 7. Producción de materia seca y contenido de N de los CC de vicia y el CC de avena, en el promedio de los años de experiencia. (Análisis estadístico, Tabla 5, Anexo).

Estos resultados ponen en evidencia la importancia de considerar en forma conjunta fecha de secado y especie para determinar el mejor manejo para los CC. Con la fecha de secado temprana, la vicia no alcanzó a producir gran cantidad de MS ni acumular más N que la avena. Sin embargo, un retraso en el control del CC de vicia permitió superar a la avena en la cantidad de N acumulado.

La avena fue más eficiente que la vicia en la captación del N del suelo en el corto plazo. No obstante, al ampliar el ciclo de la leguminosa, fue evidente el efecto de la fijación biológica sobre el contenido de N en la biomasa de aquella.

También se debe hacer hincapié en que tanto el ciclo de la vicia como el ciclo de la avena, fueron acotados debido a la fecha de siembra tardía de ambos. Esta circunstancia, sumada a la baja tasa de crecimiento observada en los meses finales del invierno, condicionaron los ciclos regulares de ambas especies.

2. Efecto de los CC de vicia villosa sobre el N del suelo y la materia orgánica particulada

2.1. Temperaturas durante el ciclo CC de vicia - Maíz

Los dos factores que afectan la tasa de descomposición de los residuos son la humedad y la temperatura. En ambientes con riego, donde la humedad del suelo no depende de la ocurrencia de precipitaciones, la temperatura se vuelve más relevante aún. Por lo tanto, se analizaron las temperaturas registradas durante el período de crecimiento de los CC y el ciclo del maíz, en los dos años de experiencia (Figura 8).

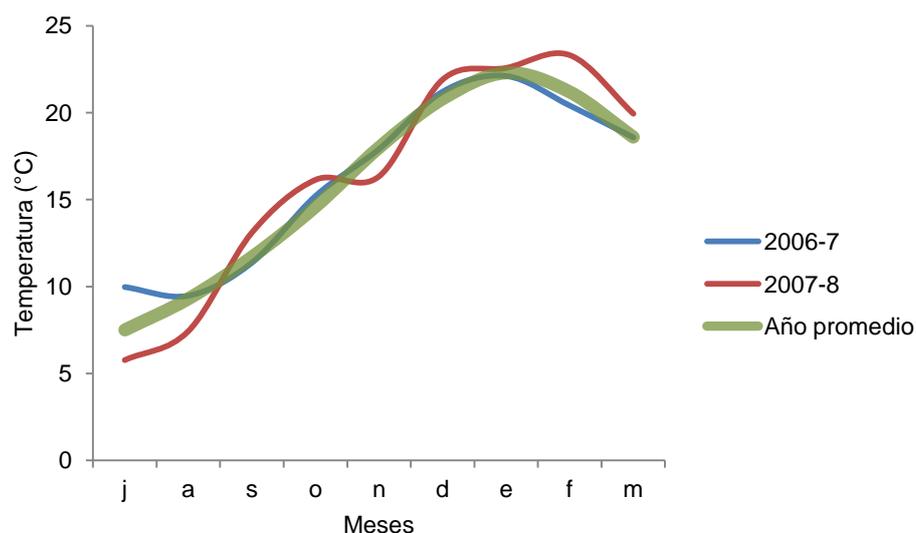


Figura 8. Temperaturas mensuales promedio en los dos años de experiencia y para el promedio de los años (1966-2005).

El ciclo 2006-7, prácticamente, no se diferenció del patrón mostrado para el promedio de los años. La principal diferencia se observó en el mes de julio, que fue más cálido. En 2007-8, la variación de temperaturas fue más marcada, caracterizándose por un final del invierno más frío y un comienzo de primavera más cálido. Las bajas temperaturas del mes de noviembre pudieron haber afectado la descomposición inicial del residuo de los CC.

2.2. Nitrógeno disponible

2.2.1. Nitrógeno disponible a la siembra de los CC

Se observaron diferencias significativas en el N disponible a la siembra de los CC entre años. En el primer año de experiencia, el N disponible promedio en los primeros 0,6 m de suelo fue de 73 kg N ha⁻¹. En 2007, el valor promedió 49 kg N ha⁻¹. A priori, esto no se correspondería con los contenidos de MO presentados en los suelos de los distintos años (1,25% en el 2006 y 1,85% en el 2007). Posiblemente los aportes por mineralización de la MO hayan sido influenciados por diferencias en la proporción de fracciones lábiles.

2.2.2. Nitrógeno disponible a la siembra del maíz

Se analizó el N disponible en los dos años de experiencia y se halló interacción significativa año*antecesor en las dos profundidades estudiadas (0-0,2 y 0,2-0,6 m) y en el total del estrato medido (0-0,6 m). El análisis de los datos obtenidos, por lo tanto, se realizó separadamente entre años (Tabla 6, Anexo).

En 2006-7, se hallaron diferencias altamente significativas en el N disponible de los diferentes antecesores en los primeros 0,2 m de suelo (Tabla 9). Los tratamientos VMe y VTa presentaron mayores niveles de N disponible. Por las condiciones meteorológicas cercanas a la aplicación del herbicida y la abundante cantidad de biomasa acumulada es probable que tanto en VMe como en VTa, haya existido una descomposición temprana de hojas sombreadas en las plantas de vicia. Esta circunstancia pudo ser la causa del mayor nivel de N medido en estos tratamientos. El tratamiento VTe no mostró diferencias significativas con Av y T (Tabla 9). Probablemente, la menor acumulación de MS del CC de vicia secado tempranamente, haya sido la causa de la menor medición de N al momento de la siembra del maíz, en este tratamiento. También cabe la posibilidad de que buena parte del N mineral se haya perdido por debajo de los 0,6 m por efecto de lavado, no siendo captada por las mediciones realizadas.

En 2007-8, el N disponible en los primeros 0,2 m de suelo no mostró diferencias significativas entre los distintos antecesores. Sin embargo, el nivel de N en el suelo fue levemente mayor con antecesor CC de vicia que con antecesor Av ó T (Tabla 9).

El cambio inicial en la fertilidad nitrogenada del suelo por el aporte de los CC se manifiesta principalmente en los primeros centímetros, por la descomposición de los residuos dejados en superficie (Mc Vay *et al.*, 1989). En las experiencias desarrolladas en este estudio, las modificaciones en el N disponible de los primeros 0,2 m sólo se detectaron en 2006-7, principalmente en los tratamientos de secado medio y tardío, que lograron mayor acumulación de biomasa de vicia. Sin embargo, como se verá más adelante, pudo detectarse una fuerte presencia de N en el estrato subsuperficial, lo que podría

indicar el transporte del elemento a través del perfil examinado, a causa de las precipitaciones y/o el riego.

Tabla 9. Nitrógeno disponible a la siembra del maíz en las dos profundidades estudiadas (0-0,20 y 0,20-0,60 m) y en el total del estrato (0-0,60 m) en los diferentes antecesores, en los dos años de experiencia.

CC	2006-7			2007-8		
	0-0,2 m	0,2-0,6 m	0-0,6 m	0-0,2 m	0,2-0,6 m	0-0,6 m
	kg N ha ⁻¹					
VTe	32 b	23	55 c	37	45 b	82 ab
VMe	51 a	47	98 ab	40	73 a	113 a
VTa	51 a	61	112 a	36	38 bc	74 bc
Av	33 b	37	70 bc	29	47 b	76 abc
T	35 b	30	65 c	16	21 c	37 c
CV (%)	6,3	37,8		29,9	27,8	

Letras distintas en cada columna indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

¹CC=Cultivos de cobertura; VTe=CC de vicia secado temprano; VMe=CC de vicia secado medio; VTa=CC de vicia secado tardío.

En 2006-7, el análisis de los niveles de N en la capa subsuperficial de suelo (0,2-0,6 m) no determinó diferencias significativas entre antecesores (Tabla 9) que se justifica por el alto CV (%) observado en el análisis. Sin embargo, se observó un alto contenido de N en VTa y VMe. Álvarez & Steinbach (2006) sostienen que luego de fuertes lluvias puede ser mayor la concentración de nitratos en profundidad que en superficie. En este caso no puede afirmarse ciertamente que el nivel de N encontrado sea producto de la lixiviación de nitratos, porque ésta no fue medida en ningún momento. Sin embargo, en los días previos al secado de los CC y antes de la siembra de maíz, ocurrieron importantes precipitaciones que se añadieron a la humedad aportada con el riego presiembra y que pudieron provocar la pérdida del N en profundidad, por debajo de las mediciones realizadas. Además, las características texturales de los suelos del área donde se realizó el estudio, sumado a la escasa capacidad de retención hídrica que poseen, pudieron haber promovido el movimiento del N en profundidad, así como su salida del sistema. No obstante, no se determinó el contenido de N más allá de los 0,60

m y por lo tanto tampoco puede definirse si afectó el balance de N en el cultivo estival.

En 2007-8, también se encontró alto nivel de N en profundidad (0,2-0,6 m) aunque sólo en el antecesor VMe. Es probable que las causas de encontrar estas cantidades de N en profundidad con antecesor CC de vicia, sean resultado de la combinación de factores similares a los que se mencionaron para el año anterior. También se observaron diferencias en los niveles de N en el estrato subsuperficial en el resto de los CC, respecto del testigo.

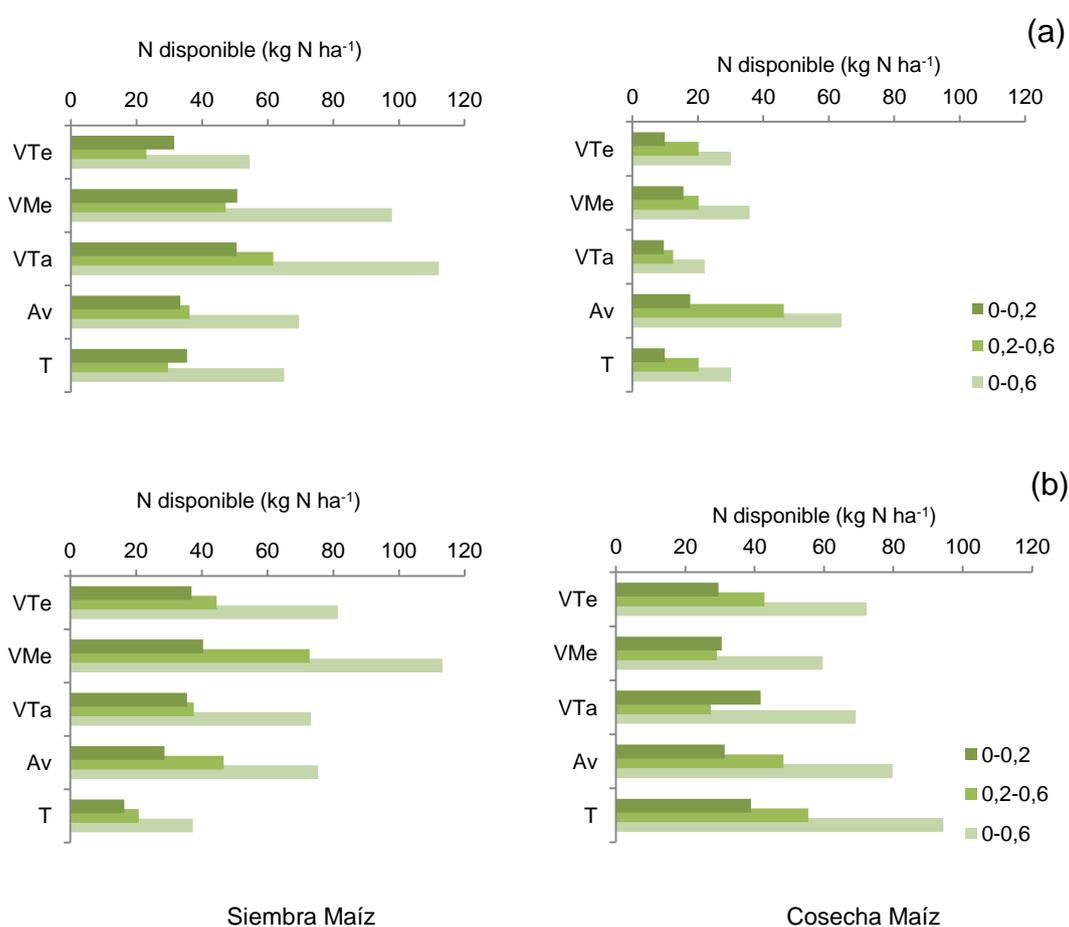


Figura 9. Nitrógeno disponible al momento de siembra y a la cosecha del maíz, para los distintos antecesores, en el año 2006 (a) y 2007 (b).

En 2006-7, la comparación del N disponible en 0-0,6 m de profundidad mostró alto contenido de N en el suelo en los antecesores VTa y VMe (Figura 9). El tratamiento VTa presentó mayor nivel de N disponible que VTe, Av y T. Estos últimos tratamientos no se diferenciaron entre sí. Si se toma el promedio

de N disponible al inicio del ensayo (73 kg N ha^{-1}), tanto VTe como T no incrementaron el nivel del nutriente desde el comienzo hasta la siembra del maíz. El N proveniente del CC de vicia secado temprano, probablemente fue perdido por efecto de las precipitaciones posteriores al riego (ver Figura 1, Anexo). El barbecho fue ineficiente en su función de almacenar N y esto puede estar asociado a características del suelo, como la textura, que facilitan las pérdidas del N del sistema.

En 2007-8, el N disponible en los 0,6 m de suelo fue mayor en VMe, aunque no se diferenció de lo determinado en VTe y Av (Tabla 9). Estos dos últimos tratamientos no se diferenciaron de VTa; y sólo VMe y VTe fueron estadísticamente diferentes del testigo (Tabla 9).

Las temperaturas de cada año fueron diferentes y pueden haber influenciado en la descomposición de los residuos de los CC (en particular de las hojas), así como también en el movimiento del N en el suelo. Teóricamente, era esperable encontrar un mayor nivel de N en los CC de vicia secados tempranamente, dado que el tiempo transcurrido entre el secado y la medición a campo (siembra de maíz) fue propicio para la descomposición del residuo. En 2006-7 la situación fue contraria a este supuesto, ya que el mayor nivel de N disponible se halló en los CC secados tardíamente y el N disponible en VTe fue semejante al encontrado en Av y T. Probablemente, la menor acumulación de MS del CC de vicia secado tempranamente haya sido la causa de un menor aporte de N al momento de la siembra del maíz. En 2007-8, el nivel de N disponible en VTe fue mayor que en el barbecho, por lo tanto, cierta proporción podría atribuirse al aporte de la descomposición del residuo de vicia. El proceso de degradación del residuo en este caso pudo haber sido estimulado, además, por una significativa presencia de microorganismos, inferida a partir de la MO del suelo. El barbecho fue invadido por malezas que tomaron e inmovilizaron el N del suelo y que alteraron de cierta manera la determinación del N disponible. En determinaciones

Wagger (1989b) observó que por sus características químicas, los residuos de vicia tienen una alta tasa de descomposición inicial, que depende fundamentalmente de las condiciones de humedad y temperatura. Además,

encontró menores tasas de liberación del N de los residuos de vicia, cuando los CC fueron secados con dos semanas de retraso. Según este autor, luego de dos semanas del secado de un CC de vicia, el 70-60% del N contenido en la biomasa, aún se encuentra en el residuo. En 2006-7 las condiciones de alta humedad provistas por las precipitaciones ocurridas en momentos avanzados del ciclo de la vicia, pudieron haber estimulado la descomposición de los residuos, y sobre todo, de las hojas sombreadas. De esta forma, sería lógico haber encontrado mayor contenido de N mineral en el suelo en los tratamientos secados tardíamente. En 2007-8, si bien las condiciones de humedad fueron menores que en el año anterior, las temperaturas alcanzadas en el comienzo de la primavera, influyeron en la descomposición del residuo luego de la aplicación del herbicida. Sin embargo, quizás la menor temperatura del mes de noviembre pudo haber provocado la menor degradación del residuo de VTa. La disponibilidad limitada del N de la leguminosa al cultivo siguiente podría deberse también a la estabilización del N en formas orgánicas del suelo.

Sarrantonio (2003) encontró rápida disponibilidad del N contenido en los residuos de vicia cuando eran dejados en superficie e indicó una sustancial acumulación de N-NO_3^- en superficie durante los primeros 10 a 18 días. Esta presencia de alta concentración de N en superficie podría favorecer el lavado a capas sub superficiales. Según Pederson *et al.* (2002) la vicia tiene más altas concentraciones de N en hojas y flores, en cambio, en tallos la concentración de N es aproximadamente la mitad. Por lo tanto, podría esperarse una descomposición mucho más temprana de las hojas y las flores, y un aporte de N más rápido desde éstas, comparadas con los tallos.

El aporte de N de los residuos de los CC al N del suelo, medido a la siembra del maíz puede ser un dato variable según las condiciones meteorológicas del año de experimentación. La temperatura y la humedad de los meses previos al secado, y en momentos anteriores a la siembra del cultivo estival, juegan un papel clave en la tasa de descomposición de material senescente de la leguminosa, así como de los residuos dejados en superficie luego del secado.

Las mediciones realizadas en este estudio permitieron realizar balances de N en momentos clave del ciclo CC-maíz. La movilidad del N, las variaciones meteorológicas y las diferencias en la productividad harían necesario estudios más detallados de la dinámica en el corto plazo de las fracciones lábiles de la MO y del aporte de N al suelo.

2.3. Materia orgánica particulada

Como se mencionó anteriormente, la concentración total de C en la biomasa aérea de los CC no se diferenció entre años ni entre especies. Sin embargo, la cantidad de C agregado al suelo con cada CC, sí fue diferente entre especies. De esta manera, el CC de avena contribuyó con mayor cantidad de C orgánico que los CC de vicia. Esto coincide con otros trabajos, en los que se encontró un mayor aporte de C con CC de gramíneas que con CC de leguminosas (Kuo *et al.*, 1997a).

La diferencia en el aporte de C entre los CC de vicia y el CC de avena, se reflejó en el contenido de COP del suelo al momento de secado. Los contenidos de COP del suelo en dicho momento fueron superiores en los CC respecto del testigo. El mayor incremento observado durante el ciclo de los CC se apreció en Av. Los CC de vicia se comportaron similarmente entre ellos.

Posteriormente al secado de los CC, se observó una declinación del contenido de COP en todos los tratamientos. Esta caída está relacionada a la descomposición de los residuos de los CC durante el ciclo del maíz y se relacionaría indirectamente con la liberación del N contenido en ellos. De esta manera, en los primeros días de enero se encontró una fuerte disminución en el contenido de COP en VMe y VTa, aún por debajo de los niveles iniciales. El tratamiento VTe presentó un descenso similar, aunque de menor magnitud.

A la cosecha del maíz, no se observaron diferencias entre los antecesores CC y el testigo.

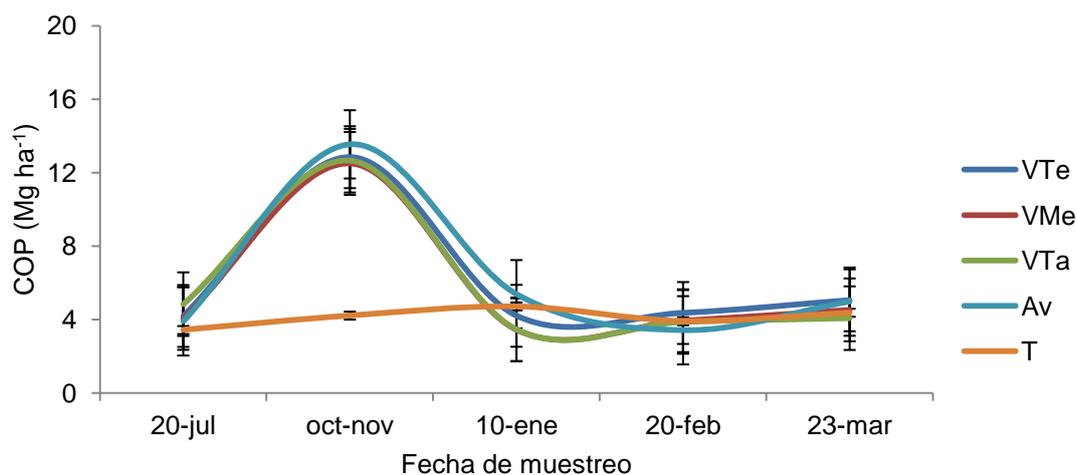


Figura 10. Evolución del COP a través de las fechas de muestreo en 2006-7.

Los CC modificaron el contenido de COP del suelo. Este cambio se presentó de manera similar para los distintos tratamientos y fue marcadamente superior al observado en el antecesor barbecho.

El alto contenido de C de los residuos de avena, mostró un mayor aporte y una menor tasa de descomposición que los residuos de CC de vicia.

Los CC de vicia aportaron buena cantidad de COP al suelo, que luego se perdió con la descomposición del residuo. La alta tasa de pérdida de COP observada se relacionó con la velocidad de descomposición del residuo y, por lo tanto, con la liberación del N contenido en él.

3. Efecto de los cultivos de cobertura sobre el nitrógeno de la biomasa aérea y el rendimiento de maíz

3.1. Producción de materia seca a cosecha

La producción de materia seca (MS) a cosecha se analizó separadamente entre años debido a la interacción año*antecesor hallada en el análisis correspondiente (Tabla 7, Anexo). Esta interacción se vinculó con la falta de efecto antecesor en el primer año, que sí se observó el segundo año de experiencia.

En 2006-7 no se encontró diferencia entre antecesores (Tabla 10). La producción de MS promedio de los tratamientos fue de 21,5 Mg MS ha⁻¹. Debido a fallas en el establecimiento del cultivo de maíz por la alta cantidad de residuos en los antecesores CC de vicia, el número de plantas en éstos fue menor, sobre todo en VMe y VTa. Sin embargo, la prolificidad del híbrido de maíz utilizado compensó la ausencia de plantas. De esta manera, el cultivo de maíz mostró mayor cantidad de espigas por planta en VTa (1,37 espiga planta⁻¹) y VMe (1,19 espiga planta⁻¹), comparados con VTe (1,08 espiga planta⁻¹), T (1,06 espiga planta⁻¹) y Av (1,03 espiga planta⁻¹). Esta diferencia enmascaró los problemas en el establecimiento del cultivo e igualó los niveles de producción de MS entre los antecesores, por el incremento en el rendimiento de grano. En el año siguiente, la siembra de maíz fue más uniforme, se logró un mejor “stand” de plantas y la prolificidad del cultivo promedió 1 espiga planta⁻¹ en todos los tratamientos.

En 2007-8, no se halló interacción antecesor*dosis (Tabla 7, Anexo). En promedio, el maíz con antecesor CC de vicia tuvo mayor producción de MS que el maíz con CC de avena como antecesor. Los CC de vicia tuvieron un efecto positivo en el rendimiento de MS de maíz, que superó en 3 Mg ha⁻¹ al encontrado con antecesor CC de avena o barbecho. Esta ventaja se explicó, fundamentalmente, por el cambio de fertilidad generado por el aporte de N de la vicia y efectos complementarios sobre propiedades del suelo.

Tabla 10. Producción de materia seca a cosecha del cultivo de maíz con distintos antecesores y dosis crecientes de fertilizante nitrogenado, en los dos años de experiencia.

Antecesor	Dosis de N (kg N ha ⁻¹)				Promedio
	0	69	138	207	
Producción de materia seca (Mg ha ⁻¹)					
2006/07					
VTe	19,3	21,8	21,7	22,7	21,4
VMe	19,3	21,6	22,2	22,6	21,4
VTa	19,1	21,3	20,5	21,7	20,6
Av	18,0	21,4	23,6	24,0	21,8
T	18,7	22,6	23,8	24,6	22,4
Promedio	18,9 c	21,7 b	22,4 ab	23,1 a	
2007/08					
VTe	20,7	21,7	24,0	24,8	22,8 a
VMe	19,6	22,5	21,7	24,8	22,2 ab
VTa	19,6	22,6	22,2	24,9	22,3 a
Av	15,4	18,4	21,0	22,7	19,4 c
T	18,6	18,4	20,8	21,7	19,9 bc
Promedio	18,8 c	20,7 b	22,0 b	23,8 a	

Letras distintas en cada columna indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

Letras distintas en cada fila indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

¹CC=Cultivos de cobertura; VTe=CC de vicia secado temprano; VMe=CC de vicia secado medio; VTa=CC de vicia secado tardío.

La relación entre el rendimiento de MS del maíz y el N disponible (N a la siembra del maíz + N del fertilizante) permitió observar el comportamiento de cada uno de los tratamientos ante el agregado de N (Figura 11). En 2006-7, si bien se percibió cierto contraste en la producción de biomasa en T y Av, sobre todo con niveles altos de N, las diferencias no fueron significativas entre tratamientos (Figura 11a). El grado de respuesta del cultivo de maíz con antecesor CC de vicia fue menor que con antecesor T ó Av. A mayor disponibilidad de N, el nivel de respuesta fue menor en los CC de vicia.

En 2007-8 las diferencias fueron más evidentes e incluso se comprobó una mayor producción de MS en los tratamientos con CC de vicia como antecesor, sobre todo con VTe y VTa (Figura 11b).

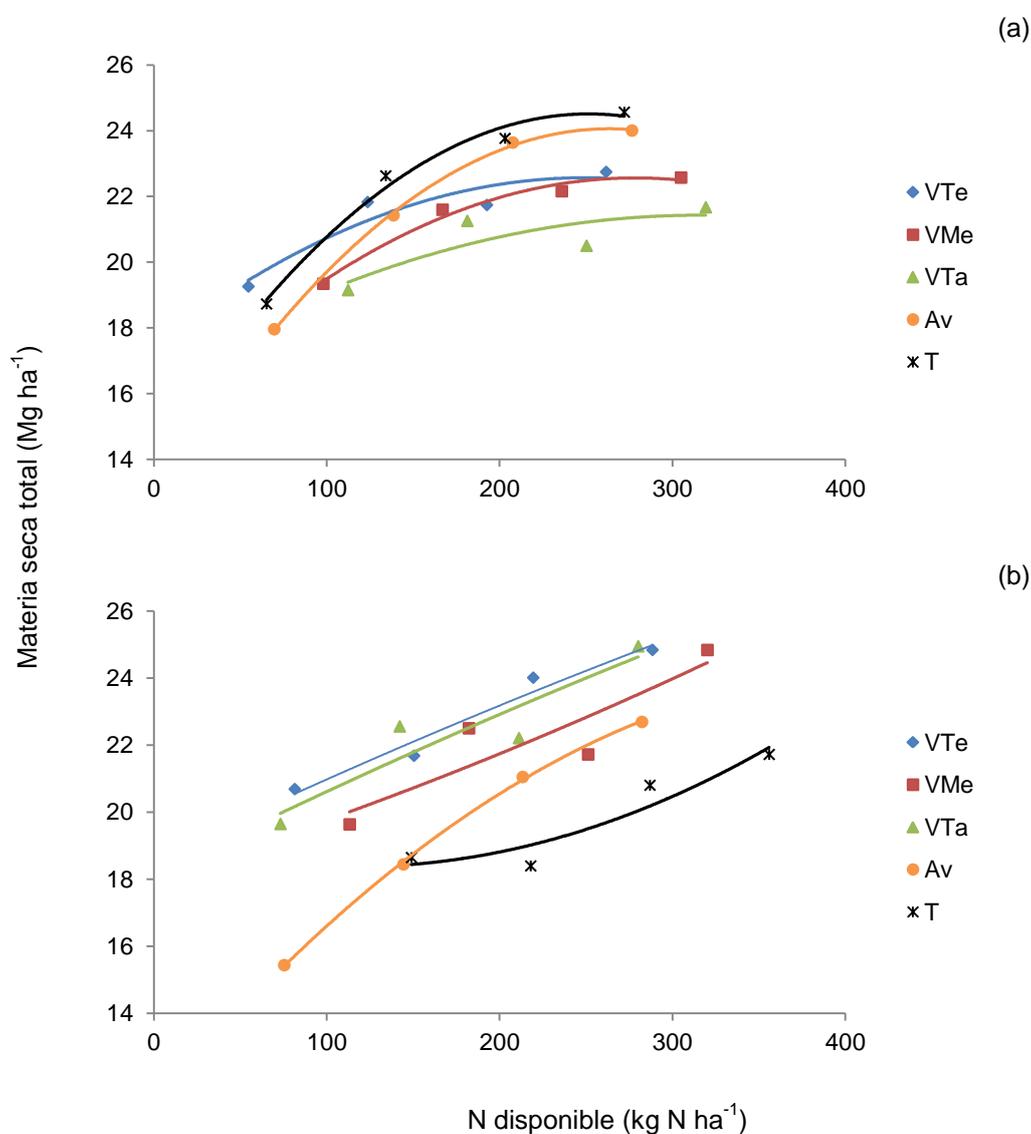


Figura 11. Producción de materia seca de maíz con diferentes antecesores, a distintos niveles de N disponible en (a) 2006-7 y (b) 2007-8.

Las funciones presentadas describen la eficiencia en el uso del N disponible para cada antecesor. Esta eficiencia será analizada con mayor detenimiento más adelante.

La producción de biomasa total de maíz se evaluó como un indicador de los cambios ocurridos a nivel de sistema. Cuando se encontraron, las variaciones en este parámetro fueron adjudicadas al efecto de los antecesores. De esta manera, en 2007-8, la utilización de CC de vicia incrementó significativamente el nivel de producción del sistema. Sin embargo, para poder ser considerado de importancia económica, este incremento tuvo que haber repercutido en el rendimiento final de grano.

3.2. Rendimiento en grano de maíz

Al igual que en el análisis de los datos de MS, los datos de rendimiento de grano obtenidos, mostraron interacción año*antecesor, por lo tanto, se evaluaron los resultados obtenidos en cada año (Tabla 8, Anexo).

En 2006-7 no se encontraron diferencias estadísticas en el rendimiento de los antecesores (Tabla 11). En promedio, el maíz con antecesor CC de vicia sin N, rindió 12,2 Mg ha⁻¹. No se observaron diferencias de rendimiento entre los CC de vicia secados en distintos momentos. A pesar de las diferencias observadas en el N disponible a la siembra del maíz entre estos antecesores, los rendimientos del cultivo estival fueron similares entre ellos. Es posible que el efecto diferencial del aporte de N de los CC de vicia secados en distinta época, haya sido limitado tanto por condiciones inherentes al medio como por pérdidas del sistema. El N del residuo de vicia en superficie en planteos de SD queda expuesto a pérdidas, tanto gaseosas como por efecto de lavado.

Si bien el maíz con antecesor CC de vicia superó en 2,0 Mg ha⁻¹ a Av y T, las diferencias no fueron significativas ($p=0,06$). Mediante contrastes de rendimiento entre antecesores se logró evidenciar la ventaja obtenida por los CC de leguminosa frente al CC de avena y al barbecho ($p<0,01$) (Tabla 10, Anexo).

El maíz sobre CC de avena, sin agregado de N, mostró un rendimiento similar al del testigo. Como se destacó anteriormente, en el análisis del N disponible a la siembra del maíz, los niveles del nutriente en el suelo en ambos tratamientos fueron semejantes. A diferencia del barbecho, el CC de avena proporcionó al maíz de residuos, con un nivel aceptable de N retenido durante

su ciclo de crecimiento, y de cobertura que habría mejorado la eficiencia de uso de agua. Sin embargo, estos efectos no se reflejaron en los rendimientos. Probablemente, el N absorbido por la avena y contenido en sus residuos, no fue liberado a tiempo y por lo tanto, no estuvo disponible para el cultivo de maíz en el momento de mayor demanda. Esto se puede observar y comparar en la cantidad de N disponible a cosecha que se observó en el CC de avena (Figura 9).

En 2007-8, la ausencia de interacción en el análisis de los datos, permitió comparar la variación del rendimiento entre antecesores, a través del promedio de las dosis (Tabla 11).

El rendimiento promedio alcanzado con CC de vicia fue de $11,8 \text{ Mg ha}^{-1}$. Al igual que el año anterior, no se observaron diferencias en el rendimiento de maíz con antecesor CC de vicia secado en distinto momento. La reiteración de este resultado parece afirmar que el efecto del aporte del N diferencial que dependería del momento de secado, estaría restringido por alguna condición ambiental.

El rendimiento de maíz obtenido con antecesor VTe fue estadísticamente superior al observado con Av y T. El N disponible a la siembra del maíz en el caso de VTe fue similar al encontrado en Av, y en ambos fue mayor que en T (barbecho invadido por malezas). De todas formas, aunque sólo se midieron parámetros globales, se puede afirmar que el antecesor VTe mejoró las condiciones del ambiente suelo y dio al maíz la posibilidad de expresar su potencial (Tabla 11).

En ambos años, se observó menor rendimiento de maíz con antecesor CC de avena, especialmente en 2007-8. Esta reducción pudo haber sido consecuencia de cierto estrés nutricional, provocado por la inmovilización de N en los residuos de la gramínea, así como también por los microorganismos del suelo. Esta consecuencia también fue observada por Baigorria & Cazorla (2009), cuando utilizaron CC de centeno ó triticale como antecesor de un cultivo de maíz. Sin embargo, Barraco *et al.* (2009) encontraron mayor rendimiento en un cultivo de maíz con antecesor CC de centeno que con CC de vicia y atribuyen esta diferencia a la precocidad de la gramínea. Seguramente

el momento de secado tanto de la gramínea como de la leguminosa, fue temprano por la necesidad de acumular agua en el perfil, y esta premura haya perjudicado la capacidad de producir gran volumen de MS y fijar suficiente N de la leguminosa, en forma semejante a lo observado en este estudio en el tratamiento VTe. Fernández & Quiroga (2009) plantearon la posibilidad de fertilizar el CC de gramínea, con lo que aumentaron su producción de MS, a la vez que incrementaron su contenido de N para el cultivo de maíz siguiente. Los CC de gramíneas toman el N del suelo, lo conservan en su biomasa y, dependiendo del momento de secado y de la calidad del residuo que proporcionen, lo liberan o retienen.

El rendimiento potencial de la zona para el cultivo de maíz realizado de manera convencional es de 14 Mg ha^{-1} , que se alcanzan con el agregado de 300 kg ha^{-1} de fertilizante nitrogenado (Rivas, 2010).

La respuesta al agregado de N del cultivo de maíz con diferentes antecesores, se verificó mediante regresiones. Las relaciones no significativas entre el rendimiento de maíz y las dosis de fertilizante se interpretaron como falta de respuesta al agregado de N (Hargrove, 1986; Mc Vay *et al.*, 1989).

Tabla 11. Rendimiento de maíz con diferentes antecesores y dosis de fertilizante nitrogenado, en los ciclos 2006/07 y 2007/08.

Antecesor	Dosis de N (kg N ha ⁻¹)				Promedio
	0	69	138	207	
Rendimiento de grano de maíz (Mg ha ⁻¹)					
2006-7					
VTe	12,2	13,0	13,5	14,2	13,2
VMe	12,1	13,9	14,6	14,1	13,7
VTa	12,3	13,7	12,7	14,3	13,3
Av	10,6	12,4	14,2	14,6	13,0
T	10,2	12,7	13,4	14,5	12,7
Promedio	11,5	13,1	13,7	14,3	-
CV (%)	8,01	7,44	6,51	6,86	
2007-8					
VTe	10,2	11,6	13,9	14,2	12,5 a
VMe	9,3	12,5	11,2	12,9	11,5 ab
VTa	9,5	11,4	11,8	12,9	11,5 ab
Av	7,4	9,8	10,4	11,8	9,9 c
T	9,4	9,9	11,6	11,9	10,7 bc
Promedio	9,2 c	11,1 b	11,8 ab	12,8 a	-
CV (%)	-	-	-	-	14,61

Letras distintas en cada columna indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

Letras distintas en cada fila indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

¹CC=Cultivos de cobertura; VTe=CC de vicia secado temprano; VMe=CC de vicia secado medio; VTa=CC de vicia secado tardío; Av=CC de avena; T=Barbecho.

En 2006-7, se obtuvieron relaciones significativas con VTe ($R^2=0,99^{**}$), VMe ($R^2=0,99^{**}$), Av ($R^2=0,99^*$) y T ($R^2=0,97^*$) (Figura 12a). La relación entre el rendimiento y el N aplicado con VTa ($R^2=0,52$) no fue significativa, y se consideró como falta de respuesta al fertilizante nitrogenado (Figura 12a).

En la ordenada al origen de las funciones obtenidas, se presentó el beneficio ofrecido por el CC de vicia respecto de los otros antecesores. Sin el agregado de N, los rendimientos de maíz se mostraron superiores con antecesor CC de vicia que con antecesor CC de avena o barbecho. Esta diferencia se equilibró con la aplicación de 69 kg N ha⁻¹. Smith *et al.* (1987) y

Ruffo & Parsons (2004) atribuyen este efecto al resultado directo del CC sobre el N del suelo. En el presente estudio, el aporte de N obtenido con antecesor CC de vicia incrementó el rendimiento, aunque esta ventaja sobre el CC de avena o el barbecho, no se mantuvo cuando se agregó fertilizante nitrogenado. Estos resultados coinciden con los obtenidos en diversos estudios, en los que el N contenido en el CC de vicia reemplazó parte del N requerido por el cultivo de maíz (Hargrove, 1986; Ranells & Waggoner, 1996).

En 2007-8, las regresiones fueron significativas para VTe ($R^2=0,96^*$), VTa ($R^2=0,95^*$), Av ($R^2=0,97^*$) y T ($R^2=0,93^*$). No se encontró significancia en VMe ($R^2=0,64$) (Figura 9b). En este caso, en la ordenada al origen de las funciones se observaron rendimientos similares entre los diferentes tratamientos sin el agregado de N. Sin embargo, cuando se aplicó N, los rendimientos de maíz con antecesor CC de vicia se ubicaron por encima de los antecesores CC de avena y barbecho. Ruffo & Parsons (2004) denominan a esta mayor respuesta al agregado de N del maíz con antecesor CC de vicia respecto del testigo como “efecto rotación”. Según estos autores, aún con el agregado de dosis altas de N, la diferencia en rendimiento se mantiene debido a mejoras introducidas por el antecesor, como la mejor infiltración del agua de riego, mejor eficiencia de utilización del N, etc. Decker *et al.* (1994) y Utomo *et al.* (1990) encontraron un efecto similar en suelos con bajo contenido de MO y baja capacidad de retención hídrica. Ellos afirman que el mayor rendimiento de maíz causa un aumento en los requerimientos de N que son cubiertos por el N aportado por la leguminosa.

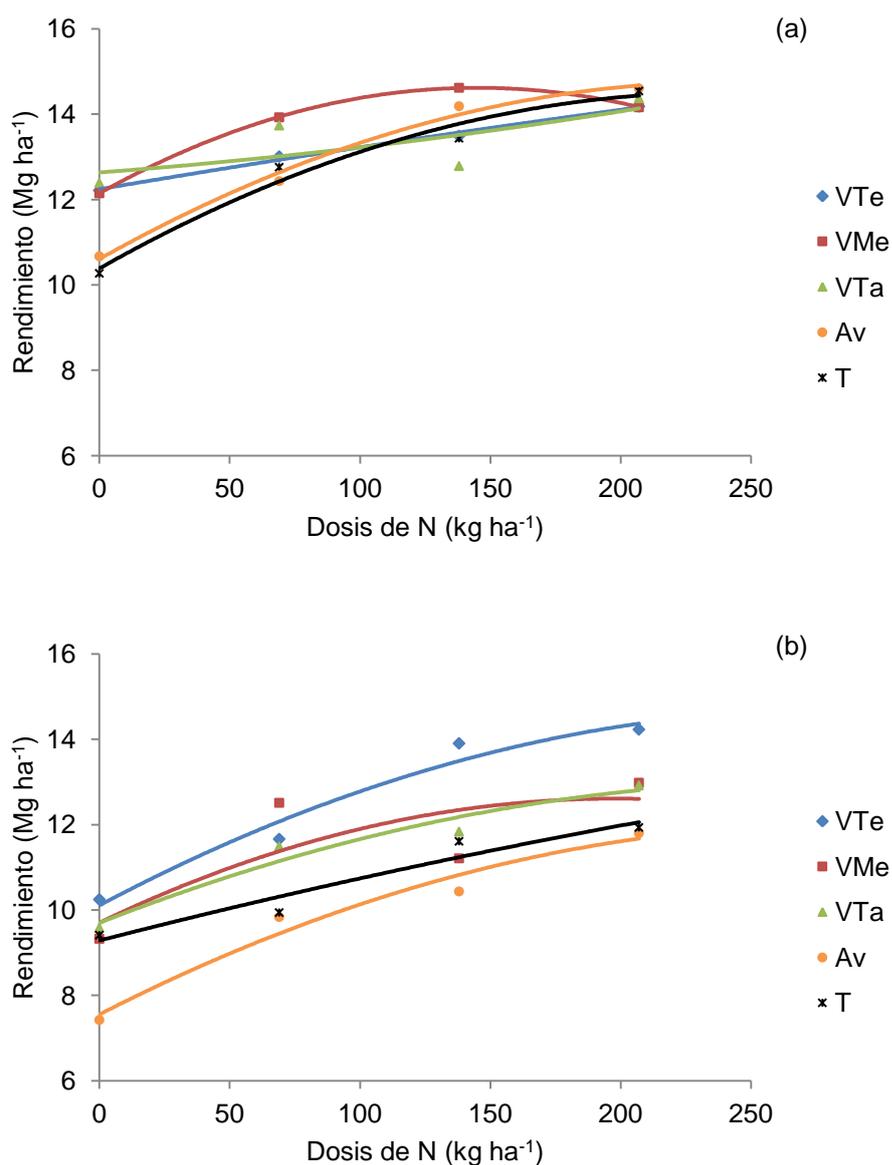


Figura 12. Relación entre las dosis de fertilizante aplicadas y el rendimiento de maíz con diferentes antecesores.

Baldock *et al.* (1981) dividieron el efecto total (efecto rotación total) de los CC sobre el rendimiento de maíz en dos partes: el “efecto rotación”, que detectaron por la diferencia de rendimiento entre el CC y el testigo, ambos con la mayor dosis de N; y el efecto del N, que hallaron por la diferencia de rendimiento entre el CC y el testigo, ambos sin el agregado de N.

Según estos conceptos, en el año 2006-7, el efecto del CC de vicia se relacionó con el aporte de N (Tabla 12). Los antecesores VTe y VMe aumentaron el rendimiento de grano en 1,9 Mg ha⁻¹ y VTa en 2,1 Mg ha⁻¹. De acuerdo con este enfoque, el efecto de incremento de la producción de grano se relacionó fuertemente con el aporte de N. En contraste, en 2007-8, sólo VTe y VTa mostraron resultados positivos en el rendimiento, y éstos se relacionaron con el cambio producido sobre algunas otras propiedades edáficas (Tabla 12).

Tabla 12. Estimaciones de los índices de efectos de rotación y efectos de aporte de N en el suelo de los CC de vicia, para cada año de experiencia.

Antecesor ¹	Dosis N (kg ha ⁻¹)	2006-7				2007-8			
		Rendimiento (Mg ha ⁻¹)	Ef. RT*	Ef. R*	Ef. N*	Rendimiento (Mg ha ⁻¹)	Ef. RT	Ef. R	Ef. N
VTe	0	12,2	1,9	-0,4	2,3	10,2	0,8	2,3	-1,5
	207	14,2				14,2			
VMe	0	12,1	1,9	-0,4	2,3	9,3	-0,1	1,0	-1,1
	207	14,2				13,0			
VTa	0	12,4	2,1	-0,2	2,3	9,6	0,2	1,0	-0,8
	207	14,4				12,9			
T	0	10,3				9,4			
	207	14,5				11,9			

¹ VTe=CC de vicia secado temprano; VMe=CC de vicia secado medio; VTa=CC de vicia secado tardío; T=Barbecho.

*Ef. RT: efecto rotación total; Ef R: efecto rotación; Ef N: efecto aporte de N, según Baldock *et al.* (1981)

Tanto en el primer como en el segundo año, se observaron tratamientos sin respuesta al agregado de N. Como ya se mencionó, en 2006-7 el maíz con antecesor VTa no presentó respuesta al agregado de N, y lo mismo sucedió con el cultivo de verano sobre VMe en 2007-8. Esta ausencia de respuesta se advirtió por la falta de ajuste de una función que la describiera. Es probable que la nula respuesta al agregado de N se haya debido a una mayor disponibilidad de N, en momentos de demanda crítica del nutriente por parte del maíz. Precisamente, estos tratamientos mostraron mayor disponibilidad de N a la siembra del maíz que los otros antecesores estudiados, en sus respectivos años. Además, las mediciones de N a la cosecha del maíz también mostraron

valores bajos de N residual, lo que sugiere el intenso aprovechamiento del N aportado por la vicia.

Según Álvarez & Steinbach (2006) de las variables más estudiadas para explicar el rendimiento de los cultivos, el N mineral, expresado como la suma del N del suelo más la dosis de N del fertilizante, es una de las más útiles. Estos autores mencionan que sobre una gran cantidad de situaciones analizadas, el componente mineral explica aproximadamente entre el 20 y 40% de la variabilidad en los rendimientos de los cereales en la Pampa Ondulada y entre el 10 y el 20% en la Pampa Arenosa. El resto de la variabilidad lo atribuyen a condiciones ambientales y climáticas. En el caso del estudio que se presenta, la variabilidad debida a la ocurrencia de precipitaciones se minimizó debido al riego, y por lo tanto, se lograron relaciones altamente significativas entre el rendimiento del maíz y el N mineral disponible durante el ciclo del cultivo (Figura 13). La variabilidad de la respuesta del maíz según la disponibilidad de N a la siembra se atribuye a factores tales como: el N mineralizado durante el ciclo del cultivo, las pérdidas de N, el potencial de rendimiento, las limitaciones dadas por condiciones particulares de suelo u otros nutrientes, u otros factores de manejo como plagas, malezas, etc.

En 2006-7 se halló significancia con VTe ($R^2=0,99^{**}$), VMe ($R^2=0,99^{**}$), Av ($R^2=0,99^*$) y T ($R^2=0,97^*$) (Figura 13a). En 2007-8, se encontraron relaciones significativas con los antecesores VTe ($R^2=0,96^*$), VTa ($R^2=0,95^*$), Av ($R^2=0,97^*$) y T ($R^2=0,93^*$) (Figura 13b). Si bien el N disponible al momento de la siembra del maíz fue diferente en los tratamientos estudiados, las relaciones fueron idénticas a las encontradas con el rendimiento y las dosis de fertilizante agregado.

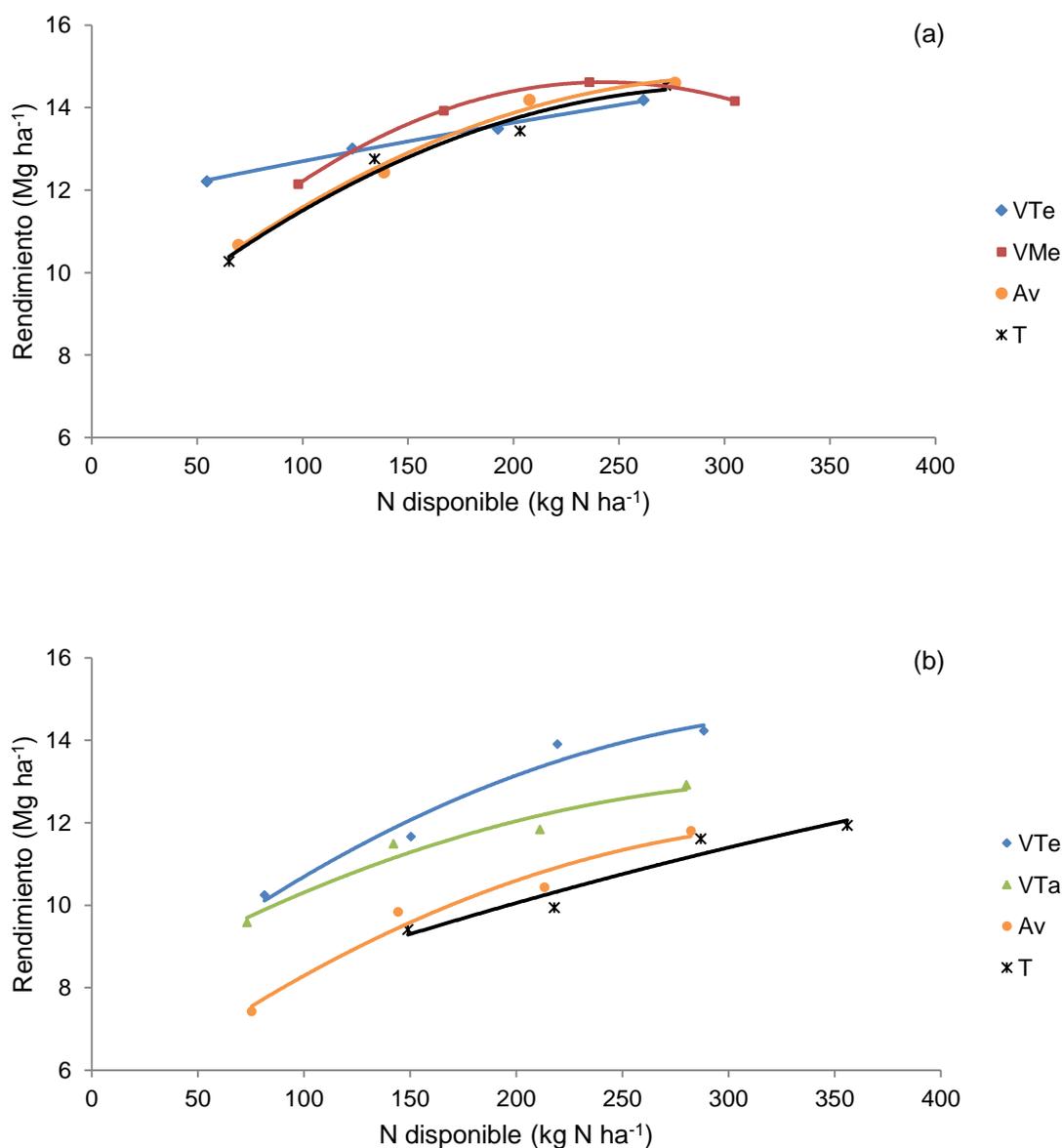


Figura 13. Relación entre el N disponible en el suelo y el rendimiento de maíz con diferentes antecesores, para los ciclos 2006-7 (a) y 2007-8 (b).

En el ciclo 2007-8, el cultivo de cobertura de vicia (VTe) no redujo los requerimientos de nitrógeno del maíz, sin embargo produjo mayores rendimientos. Decker *et al.* (1994) encontraron una respuesta similar cuando utilizaron CC de leguminosas y lo atribuyeron al efecto sinérgico de la cobertura, respecto de la conservación de la humedad, y el nitrógeno aportado por el residuo y el suministrado por las dosis de fertilización. Ellos concluyeron que los CC de leguminosas benefician al cultivo de maíz, no sólo mediante el

aporte de N sino también por el incremento en el rendimiento máximo del sistema.

Los rendimientos de maíz no se diferenciaron entre los CC de vicia secados en diferente momento. En general, la implementación de un CC de vicia produce un aumento en el rendimiento de maíz, que no se relaciona con la época de secado de aquél. La utilización de CC de vicia aumentó el rendimiento de maíz respecto de los antecesores CC de avena o barbecho. No parece recomendable la realización de un CC de avena como antecesor del cultivo de maíz. Tampoco sería recomendable realizar un barbecho prolongado con el fin de acumular N, tanto por el reducido aporte de la MO como por la posibilidad de pérdidas por lavado.

3.3. N en la biomasa total aérea de maíz

A fin de tener una idea más clara de la dinámica y balance del N en cada uno de los sistemas con diferente antecesor, se evaluaron a continuación el N contenido en la biomasa aérea total o específicamente en el grano. El análisis estadístico de los datos obtenidos de contenido de N en biomasa de maíz (Ngrano+Nplanta) mostró interacción año*dosis (Tabla 7, Anexo). Se realizó, por lo tanto, el análisis de los datos de cada año separadamente.

En 2006-7, sin la aplicación de fertilizante, la acumulación de N en la biomasa de maíz fue superior con antecesores CC de vicia que con CC de avena o barbecho (Tabla 13). Los antecesores VTa y VMe se ubicaron por encima de Av y T, y no se diferenciaron estadísticamente de VTe. La absorción de N en el caso de maíz con antecesor CC de vicia superó en más de 50 kg N ha⁻¹ a la absorción de N con antecesor barbecho. Esta diferencia expresa el aporte de N realizado por la descomposición de los residuos del CC de vicia durante el ciclo del maíz. Con el agregado de 69 kg N ha⁻¹, la absorción de N también fue mayor en el maíz con CC de vicia como antecesor, especialmente, con VMe y VTa. El contenido de N en la biomasa de maíz fue similar entre antecesores cuando se agregaron las dosis de 138 y 207 kg N ha⁻¹.

En 2007-8 el contenido de N en la biomasa de maíz con diferentes antecesores y sin el agregado de N, no mostró diferencias significativas (Tabla

13). Tampoco se encontraron diferencias estadísticas en la absorción de N entre antecesores con el agregado de fertilizante. Sin embargo, se observó una tendencia a valores más altos de absorción de N en maíces con antecesor CC de vicia y el agregado de 69 kg N ha⁻¹, respecto de los otros antecesores. Esta tendencia se pudo verificar mediante contrastes ortogonales (ver Tabla XX, Anexo).

Tabla 13. Contenido de N en la biomasa aérea de maíz con diferentes antecesores y dosis de fertilizante, en los ciclos 2006-7 y 2007-8.

Antecesor	Dosis de N (kg N ha ⁻¹)				Promedio
	0	69	138	207	
	Contenido de N en maíz (kg N ha ⁻¹)				
	2006-7				
VTe	203 ab	241abc	242	271	-
VMe	211 a	269 a	233	263	-
VTa	213 a	255 ab	266	279	-
Av	155 c	210 bc	233	243	-
T	160 bc	202 c	267	286	-
Promedio	-	-	-	-	-
CV (%)	13,47	10,88	10,51	11,65	
	2007-8				
VTe	145	201	244	274	216
VMe	141	211	209	252	208
VTa	154	192	218	270	203
Av	133	165	211	244	188
T	148	168	217	236	192
Promedio	-	-	-	-	-
CV (%)	20,66	13,62	10,20	16,45	

Letras distintas en cada columna indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

¹CC=Cultivos de cobertura; VTe=CC de vicia secado temprano; VMe=CC de vicia secado medio; VTa=CC de vicia secado tardío.

Sainju y Singh (2001) analizaron el efecto del atraso de la siembra del maíz sobre un cultivo de cobertura controlado tardíamente. Ellos encontraron un incremento en el N disponible en el suelo y un aumento en la concentración

y absorción de N del maíz el que atribuyeron a una sincronía entre la liberación de N del residuo y la demanda del cultivo. Clark *et al.* (1995) también encontraron que la absorción de N en maíces sobre CC de vicia secados en distintos momentos, era mayor en los casos en los que se había acumulado mayor cantidad de MS. En este estudio no se encontraron diferencias en el contenido de N en la biomasa entre maíces con antecesor CC de vicia con distintos momentos de secado. Esto pudo deberse a una asincronía entre la liberación tardía del N de los residuos y la demanda temprana del cultivo de maíz, reflejándose en una mayor cantidad de N remanente a la cosecha (Figura 9).

Para percibir el cambio en el contenido de N en la biomasa cuando se agregaron las distintas dosis de N, se graficaron las funciones correspondientes (Figura 14).

En 2006-7 se obtuvieron ajustes significativos en los tratamientos VTe ($R^2=0,91^*$), VTa ($R^2=0,98^*$), Av ($R^2=0,99^*$) y T ($R^2=0,97^*$). Los resultados indicaron que la absorción de N por parte del maíz se modificó cuando se aplicaron dosis crecientes de fertilizante, aún en los tratamientos con CC de vicia (VTe y VTa). Sin embargo, el cambio en el contenido de N en el maíz con antecesor CC de vicia por cada incremento de fertilizante nitrogenado pareció ser menor que el del barbecho (Figura 14a).

En 2007-8 los ajustes fueron significativos en todos los tratamientos: VTe ($R^2=0,99^{**}$), VMe ($R^2=0,89^*$), VTa ($R^2=0,99^{**}$), Av ($R^2=0,99^{**}$) y T ($R^2=0,98^*$) (Figura 14b). No se presentaron diferencias entre los tratamientos en ninguna de las dosis, lo que podría suponer que la absorción de N por parte del maíz no fue afectada por el antecesor.

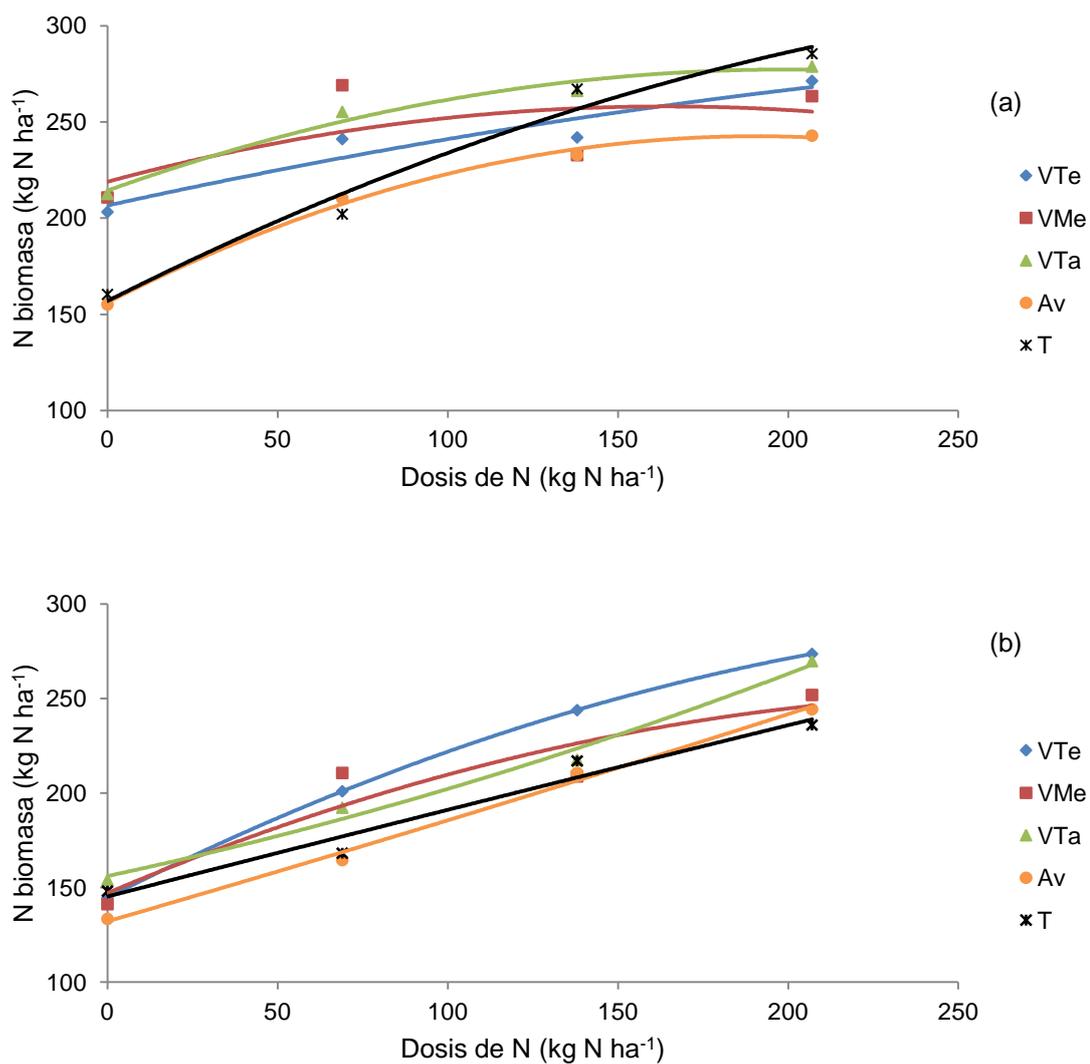


Figura 14. Relación entre las dosis de fertilizante aplicadas y el N en la biomasa de maíz con diferentes antecesores, para los ciclos (a) 2006-7 y (b) 2007-8.

A medida que se incrementó el nivel de N disponible en el suelo, aumentó la absorción del nutriente por el cultivo de maíz, en todos los tratamientos, aunque en distintas magnitudes (Figura 15).

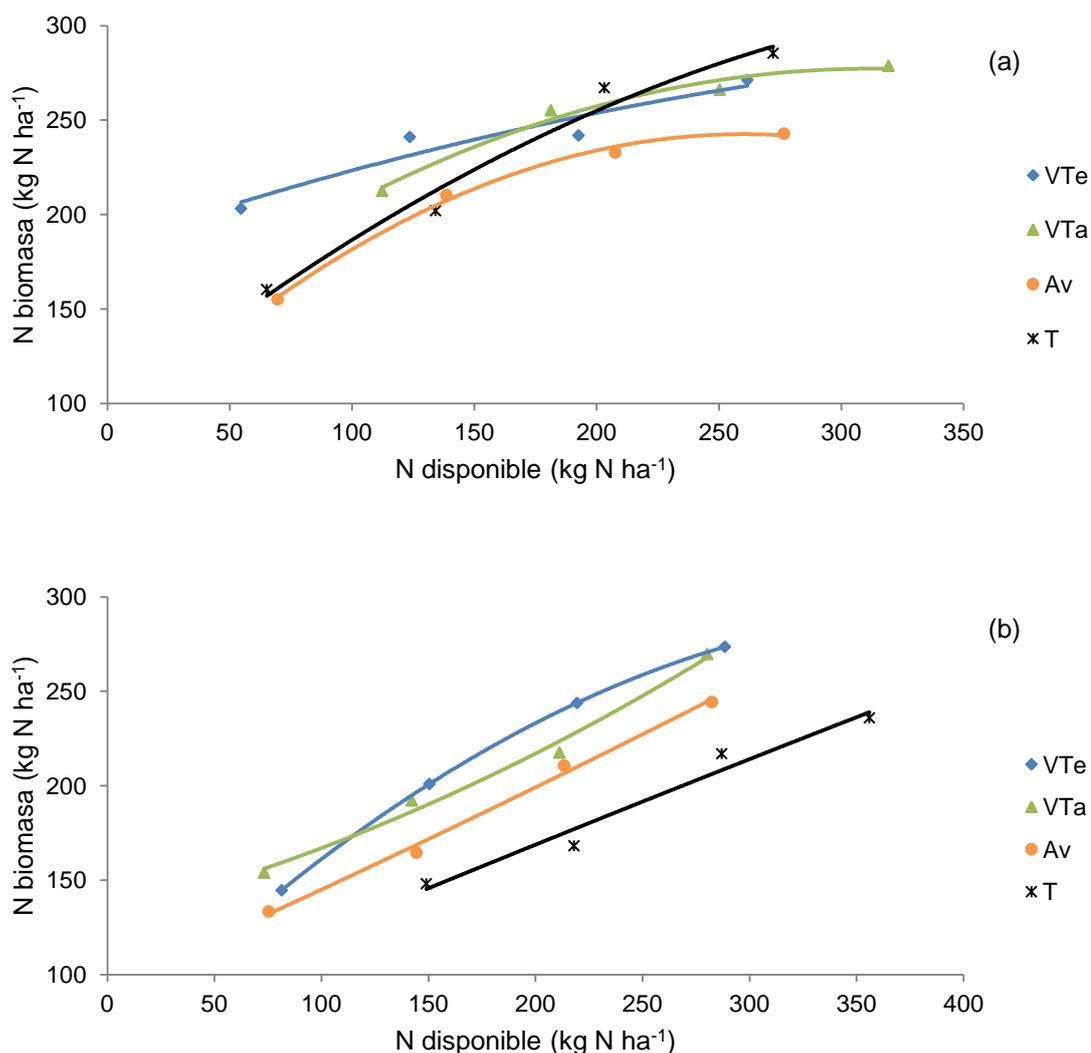


Figura 15. Relación entre el N disponible en el suelo y el N absorbido por la biomasa aérea de maíz con diferentes antecesores, para los ciclos (a) 2006-7 y (b) 2007-8.

En 2006-7 se encontraron relaciones en VTe ($R^2=0,91^*$), VTa ($R^2=0,97^*$), Av ($R^2=0,99^*$) y T ($R^2=0,97^*$) (Figura 15a). Se observó una importante diferencia en la absorción de N por parte del cultivo de maíz con antecesor VTe, respecto de los demás antecesores con niveles parecidos de N disponible, posiblemente debido a una mayor eficiencia de absorción de N del maíz con antecesor VTe que con Av ó T.

El CC de avena y el barbecho se comportaron de manera similar, aunque a medida que aumentó la disponibilidad de N, se observó cierta inmovilización en Av, posiblemente por efecto de la calidad del residuo del CC.

En 2007-8 se encontraron relaciones en VTe ($R^2=1^{**}$), VTa ($R^2=0,99^{**}$), Av ($R^2=0,99^{**}$) y T ($R^2=0,97^*$). La eficiencia de absorción de N fue similar entre VTe y VTa (Figura 15b). El maíz sobre CC de vicia tuvo mayor eficiencia de absorción de N que el maíz sobre barbecho, a pesar de que el barbecho mostró mayores niveles de N disponible (consecuencia del N inmovilizado por las malezas en épocas tempranas). El maíz con antecesor CC de avena mostró mayor absorción de N al mismo nivel de disponibilidad del nutriente, que el maíz testigo. Probablemente, por efecto de la cobertura de suelo y la conservación de la humedad del mismo, haya logrado utilizar más eficientemente el N disponible.

3.4. Eficiencias de uso del N

El aumento en la disponibilidad de N produjo un incremento en la producción de grano y se observaron diferencias en la EUN_G y la EUN_{MS} entre antecesores en los dos años (Tabla 14). En 2006-7, la EUN_{MS} fue mayor con antecesor VTe ($353 \text{ kg MS kg N disponible}^{-1}$), respecto de Av y T. Diferencias similares se presentaron en el análisis de la EUN_G . En 2007-8, ambos parámetros de medición de EUN fueron mayores con antecesor CC de vicia que con antecesor barbecho. En el caso de la EUN_G , el promedio de los CC de vicia fue de $113 \text{ kg grano kg N disponible}^{-1}$, mientras que en el T fue de $63 \text{ kg grano kg N disponible}^{-1}$ (Tabla 14).

El ICN fue más alto en el cultivo de maíz con antecesor CC de vicia que con los antecesores testigo, en el primer año de ensayo, lo que evidenció mejores condiciones para la translocación del N absorbido. En el segundo año, las diferencias no fueron tan marcadas.

En 2006-7, la RAN fue alta en maíz con antecesor vicia y 69 kg N ha^{-1} como fertilizante, sin embargo, a medida que se incrementaron las dosis de N aplicadas, disminuyó notablemente. Esta disminución se explicó por el alto nivel de absorción de N observado en el maíz con antecesor CC de vicia y sin

el agregado de N. En 2007-8, también se advirtieron valores altos de RAN con CC de vicia y 69 kg N ha^{-1} , aunque no disminuyeron con dosis mayores. Estos valores altos de RAN demostraron la absorción de N extra proveniente de la descomposición de los residuos de vicia.

La EF disminuyó cuando aumentó el N disponible en el suelo. La EF_{MS} con antecesor vicia fue menor que en los antecesores avena y barbecho, en 2006-7. Los niveles de N en la MS de maíz que siguieron a un CC de vicia fueron mayores que en el testigo, sin embargo, esto no se evidenció en la producción de MS total.

En 2007-8 la EF fue muy variable entre tratamientos y no se pudo definir claramente un patrón. El maíz sobre barbecho tuvo una EF similar a los demás tratamientos. Sin embargo, el N disponible en el testigo se calculó con la adición del N que se encontró en las malezas, que pudo haber estado disponible durante el ciclo del maíz sólo en parte. Y además, como se mencionó anteriormente, también estuvo condicionado por pérdidas. En el caso de los CC de vicia, generalmente la EF fue menor a medida que se agregó N.

Tabla 14. Índices de eficiencia de N en maíz con diferentes antecesoros en 2006-7 y 2007-8.

Ant	Dos	EUN _G	EUN _{MS}	ICN	RAN	EF _{MS}
2006-7						
VTe	0	224	353	0,79		95
	69	105	177	0,76	0,55	91
	138	70	113	0,75	0,28	90
	207	54	87	0,75	0,33	84
VMe	0	124	198	0,81		92
	69	83	129	0,75	0,85	80
	138	62	94	0,78	0,16	95
	207	46	74	0,76	0,25	86
VTa	0	110	171	0,78		90
	69	76	117	0,78	0,62	83
	138	51	82	0,74	0,39	77
	207	45	68	0,76	0,32	78
Av	0	154	258	0,74		116
	69	90	155	0,74	0,80	102
	138	68	114	0,74	0,56	101
	207	53	87	0,71	0,42	99
T	0	158	288	0,76		117
	69	95	169	0,70	0,60	112
	138	66	117	0,71	0,77	89
	207	53	90	0,69	0,60	86
2007-8						
VTe	0	126	254	0,56		143
	69	78	144	0,60	0,82	108
	138	63	109	0,65	0,72	98
	207	49	86	0,64	0,62	91
VMe	0	82	173	0,66		139
	69	69	123	0,66	1,01	107
	138	45	86	0,67	0,49	104
	207	41	78	0,63	0,53	99
VTa	0	131	269	0,61		128
	69	81	159	0,63	0,55	117
	138	56	105	0,65	0,46	102
	207	46	89	0,62	0,56	92
Av	0	99	205	0,61		116
	69	68	128	0,64	0,45	112
	138	49	99	0,63	0,56	100
	207	42	80	0,64	0,54	93
T	0	63	125	0,64		126
	69	46	84	0,67	0,29	109
	138	40	72	0,65	0,50	96
	207	34	61	0,63	0,42	92

Ant: antecesor; Dos: dosis; EUN_G: eficiencia de uso de N en grano; EUN_{MS}: eficiencia de uso de N en MS; ICN: índice de cosecha de N; RAN: recuperación aparente del N aplicado; EF_{MS}: eficiencia fisiológica en MS; VTe: CC de vicia secado temprano; VMe: CC de vicia secado medio; VTa: CC de vicia secado tardío; Av: CC de avena; T: Barbecho.

Al relacionar los datos de EUN_G y EUN_{MS} con el N disponible medido en el ciclo del maíz, se obtuvieron las funciones presentadas en la Figura 16.

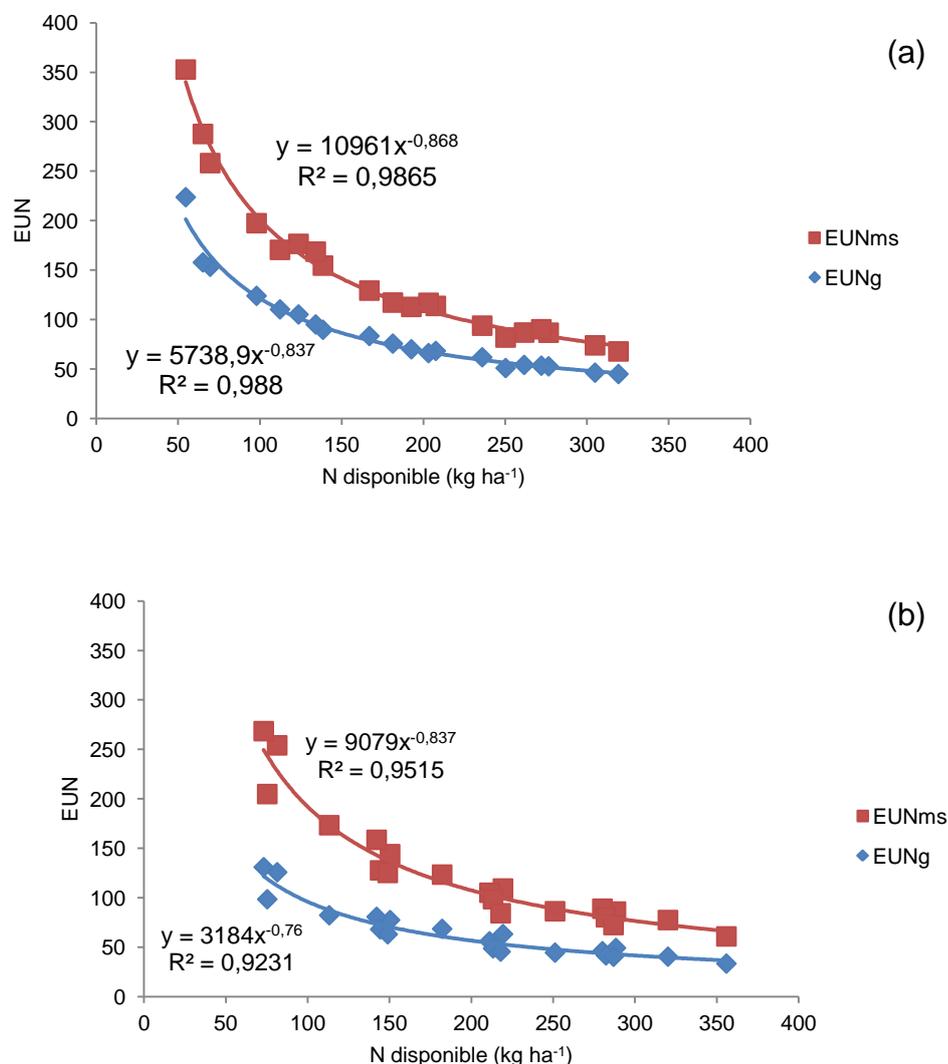


Figura 16. Relación entre la EUN, tanto para MS como para la producción de grano, y el N disponible en (a) 2006-7 y (b) 2007-8.

Como las relaciones encontradas fueron muy similares entre años, se agruparon los datos de los dos años de experiencia (Figura 17). El ajuste logrado permite tener una herramienta de manejo de considerable valor, permitiendo estimar la eficiencia en el uso del N en situaciones de diferente disponibilidad. De esta forma, conociendo la disponibilidad inicial, es posible calcular la eficiencia del fertilizante agregado (kg de MS o grano por unidad de

N aplicada) a los efectos de complementar la disponibilidad de N acorde al objetivo de producción propuesto y en condiciones económicamente rentables.

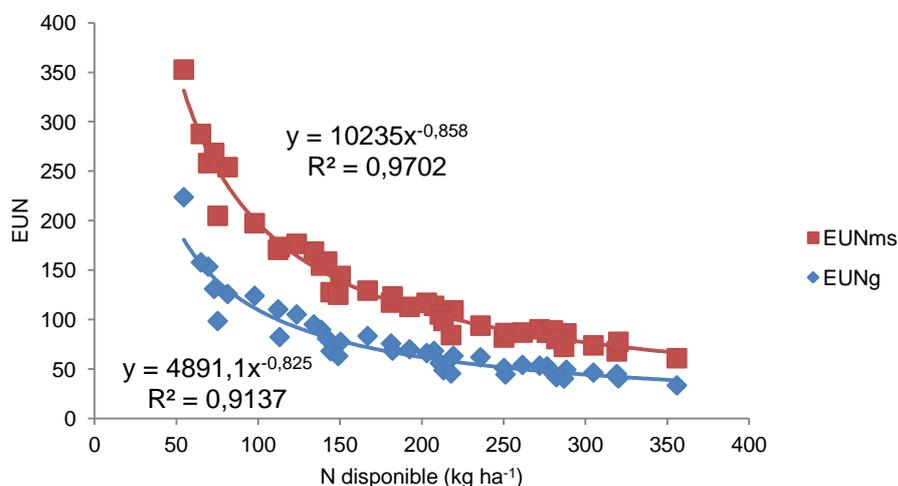


Figura 17. Relación entre la EUN y el N disponible para los dos años de experiencia.

Por ejemplo, con 200 kg N disponible ha^{-1} sería posible obtener aproximadamente 22 Mg MS ha^{-1} y más de 12 Mg ha^{-1} de grano, lo que definiría un IC de 0,57. Con los datos obtenidos a lo largo de esta experiencia, es probable lograr una disponibilidad de N en el suelo similar a la mencionada, entre el N aportado por la MO y el N de la descomposición de los residuos de un CC de vicia. Esto reduciría el nivel de fertilización necesaria a un valor mínimo, permitiendo obtener rendimientos elevados.

Con el objetivo de apreciar las diferencias entre los tratamientos, en cada año se agruparon los antecesores CC de vicia y se compararon con los antecesores tomados como testigo (CC de avena y barbecho). En 2006-7, se observó que la EUNg del maíz con antecesor CC de vicia fue estrechamente mayor a bajas cantidades de N disponible (Figura 18a). Con el aumento de las dosis de N, la EUNg del cultivo estival con antecesor leguminosa se asemejó a la de los testigos.

En 2007-8, las diferencias en la EUNg entre antecesores fue más marcada. La EUNg con antecesor CC de vicia fue mayor que la de los testigos,

cuando la disponibilidad fue baja y tendió a valores semejantes con la más alta disponibilidad de N obtenida (Figura 18b). Ese incremento en la eficiencia puede ser atribuido al aporte de N proveniente de la descomposición de los residuos de la leguminosa, incremento que tiende a desaparecer con alta disponibilidad, posiblemente por la mayor ineficiencia del sistema consecuencia de las mayores pérdidas.

En el caso de las EUNms, las diferencias observadas fueron similares a las indicadas para las EUNg (Figura 19a y 19b).

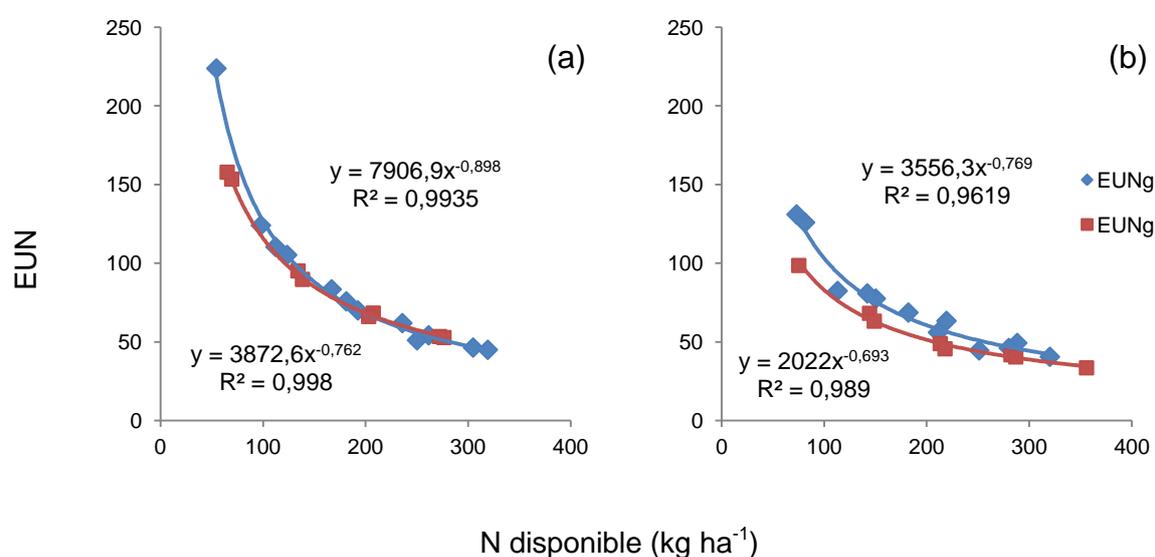


Figura 18. Relación entre la EUNg con antecesor CC de vicia (puntos azules), la EUNg con antecesor barbecho y CC de avena (puntos rojos) y el N disponible, en 2006-7 (a) y en 2007-8 (b).

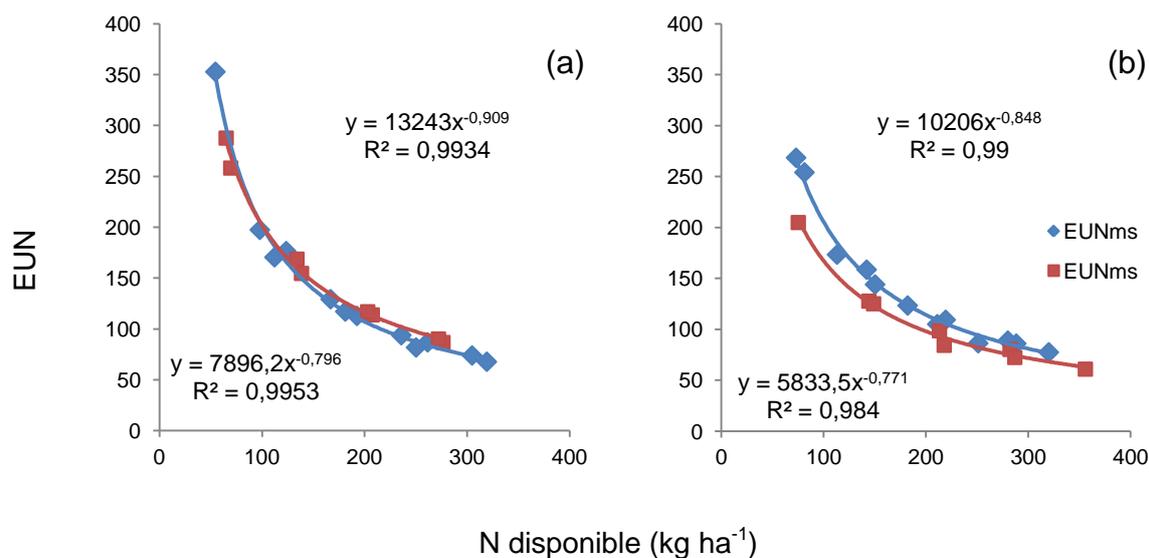


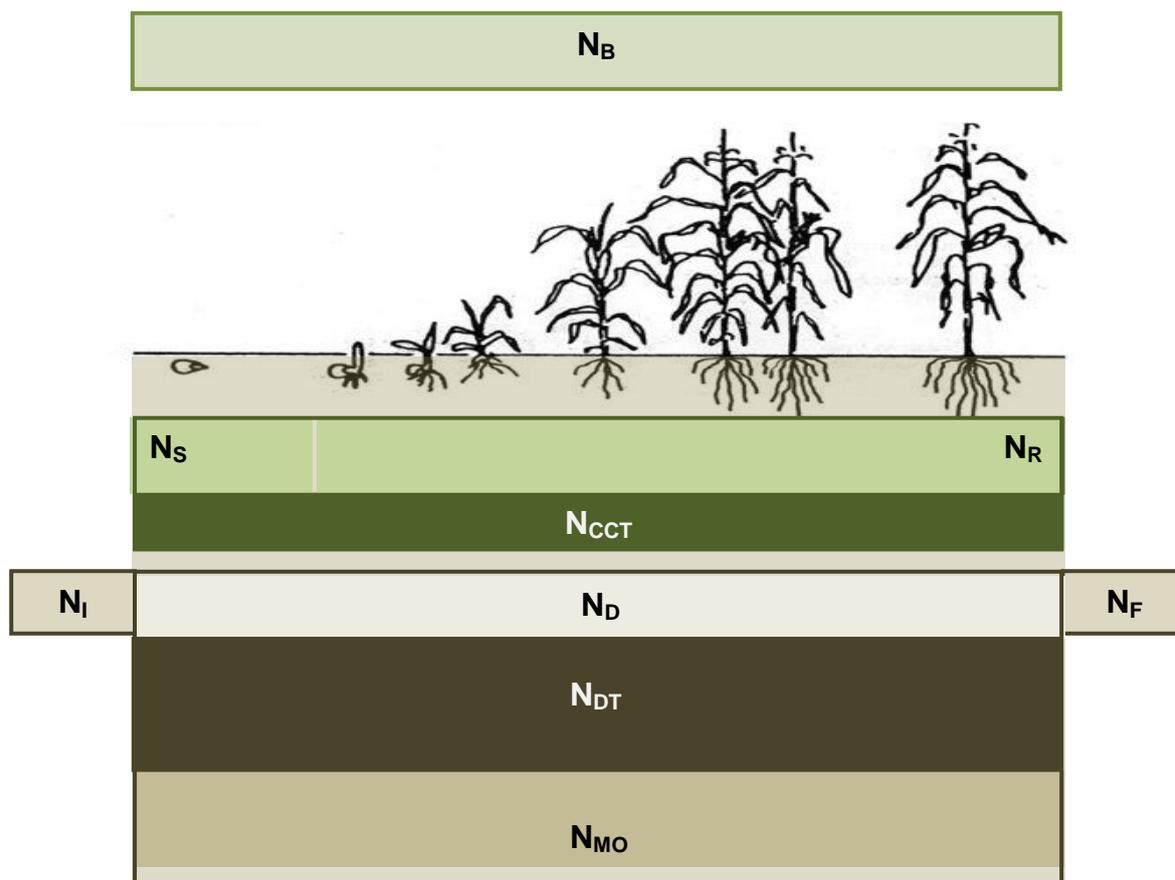
Figura 19. Relación entre la EUNms con antecesor CC de vicia (puntos azules), la EUNms con antecesor barbecho y CC de avena (puntos rojos) y el N disponible, en 2006-7 (a) y en 2007-8 (b).

3.5. Balance de N

Para el cálculo del balance de N se utilizó la metodología propuesta por Álvarez (2005) que aplicó al balance de N en maíz, un modelo basado en el balance de N para trigo, con ajustes en los requerimientos de N y la capacidad de mineralización de la MO y las pérdidas, a la época del cultivo. El autor planteó el siguiente modelo:

$$N_{\text{CULTIVO}} + N_{\text{RESIDUAL}} = N_{\text{INICIAL}} + N_{\text{MINERALIZADO}} + N_{\text{RESIDUOS}} + N_{\text{FERTILIZANTE}} - N_{\text{PÉRDIDAS}}$$

En el caso de la experiencia expuesta en este trabajo, la dificultad para utilizar este tipo de modelo es que no hay un término que represente el aporte de los CC de leguminosas. Por lo tanto, se planteó un modelo de balance para estimar el aporte de N del CC de vicia al maíz (Figura 20).



Referencias: N_B : N absorbido en la biomasa del cultivo de maíz; N_S : N aportado por el CC a la siembra del maíz; N_R : N aportado por los residuos del CC durante el ciclo del maíz; N_{CCCT} : aporte total de N del CC; N_I : N del suelo medido a la siembra del maíz; N_F : N del suelo medido a la cosecha del maíz; N_D : N disponible durante el ciclo del maíz; N_{MO} : N mineralizado de la MO durante el ciclo del maíz; N_{DT} : N disponible total.

Figura 20. Esquema del balance del N utilizado para estimar el aporte de los CC de vicia.

En el ciclo 2006-7 el N_{CC} entre los CC de vicia secados en distintos momentos no mostró diferencias. El promedio del aporte de los CC de vicia fue de 52 kg N ha^{-1} (Tabla 15). En 2007-8 fue de 47 kg N ha^{-1} , en tanto que el tratamiento VMe no mostró evidencia de aporte de N (Tabla 15).

Tabla 15. Balance para la estimación del N aportado por los CC de vicia villosa.

	Antecesoros				
	VTe	VMe	VTa	Av	T
	2006-7				
N _i	55	98	112	70	65
N _F	30	36	22	64	30
N _D	25	62	90	6	35
N _B	203	211	213	155	160
N _{MO}	178	149	123	149	125
N _R	53	24	0	24	
N _S	0	33	47	5	
N _{CCT}	53	57	47	29	
	2007-8				
N _i	82	113	74	76	147
N _F	72	60	69	80	94
N _D	10	53	5	0	53
N _B	145	141	154	133	148
N _{MO}	135	88	149	133	95
N _R	40	0	54	41	
N _S	0	0	0	0	
N _{CCT}	40	0	54	41	

N_i: N a la siembra del maíz; N_F: N a la cosecha del maíz; N_D: N disponible; N_B: N en la biomasa de maíz; N_{MO}: N en la MO del suelo; N_R: N en los residuos del CC; N_S: diferencia de N entre suelo con CC y suelo testigo; N_{CCT}: N aportado por el CC.

En base al contenido de N determinado en los distintos momentos y tratamientos de los dos años estudiados, se pueden realizar las siguientes consideraciones dentro del balance:

- Considerando la disponibilidad inicial de nitrógeno (N_i) y la final (N_F) se puede estimar la disponibilidad de nitrógeno (N_D) que tuvo el cultivo de maíz con cada uno de los antecesoros en cada uno de los años estudiados ($N_D = N_i - N_F$). De esta manera, se observa que la disponibilidad de N creció en la medida que se demoró el secado del CC durante el primer año (de 25 a 90 kg de N ha⁻¹) mientras que el segundo los valores fueron más bajos con un máximo en el tratamiento VMe, posiblemente consecuencia de una mayor cantidad de N al inicio del cultivo de maíz.

- Al analizar el contenido de N en la biomasa aérea del maíz (N_B) se logra estimar la cantidad de N que pudo tomar el cultivo de maíz en cada uno de los tratamientos. Para el caso del tratamiento testigo, sin aportes de

fertilizante, el nitrógeno tomado por el cultivo puede ser calculado a partir de la siguiente ecuación:

$$N_B = N_I + N_{MO} - N_F - N_{p\acute{e}rdidas}$$

Generalmente, las pérdidas se consideran despreciables, por la dificultad de cuantificarlas y porque en la mayoría de los casos pueden llegar a ser significativas en condiciones muy particulares. En el caso de estudio, las diferentes pérdidas pudieron tener valores importantes pero no fueron cuantificados, por lo que en el balance será indicada la dirección de ese efecto.

Considerando que las pérdidas de N durante el ciclo de cultivo fueron insignificantes, en particular en los tratamientos sin fertilización, se reformuló la ecuación para poder conocer el aporte de N proveniente de la mineralización de la materia orgánica:

$$N_{MO} = N_B - N_I + N_F + N_{p\acute{e}rdidas}$$

El valor de N_{MO} obtenido en el tratamiento T fue de, al menos, 125 y 95 kg de N ha^{-1} para el primer y segundo año, respectivamente. Dada las características de los suelos, pueden haber existido pérdidas de N con los riegos, que se asumen semejantes en todos los tratamientos, por lo que se puede afirmar que el aporte promedio de los dos años de N_{MO} fue al menos de 110 kg de N ha^{-1} . Las pérdidas de N no fueron medidas y por lo tanto se tomaron como nulas, de haberse incluido, el N de la MO sería mayor. En el maíz con los diferentes cultivos de cobertura como antecesores presentaron valores superiores. Esta diferencia sería el aporte realizado por la descomposición de los residuos del cultivo de cobertura (N_R).

$$N_R = N_{MO \text{ con CC}} - N_{MO \text{ del T}}$$

En este balance se puede ver que el efecto de los diferentes antecesores de CC sobre el nitrógeno en el sistema, se produjo en dos momentos diferentes. Como un aporte de nitrógeno adicional al momento de la siembra del maíz (que fue muy importante durante el primer año y no significativo durante el segundo) y un aporte realizado por la descomposición de los residuos durante el ciclo del maíz. Teniendo en cuenta estos dos aportes se calcularon los valores teóricos del nitrógeno aportado por cada cultivo de cobertura (N_{CCT}).

Otro punto a tener en cuenta es la baja eficiencia de barbecho que se registró el primer año. El nivel de N al momento de comenzar el ensayo promedió los 73 kg N ha⁻¹ y el N disponible medido en el barbecho (T) al momento de la siembra del maíz fue de 65 kg N ha⁻¹. Por lo tanto no se obtuvo ventaja en la aplicación de dicha técnica para la acumulación de N a la siembra del maíz. En 2007-8, la gran cantidad de malezas que prosperaron en el barbecho, enmascararon su efecto sobre el N del suelo. Sin embargo, puede calcularse un aporte de casi 100 kg N ha⁻¹ para el barbecho, teniendo en cuenta el N contenido en la biomasa de malezas medido al momento de la siembra del maíz.

El aporte del cultivo de cobertura de vicia villosa fue, en promedio, de aproximadamente 42 kg N ha⁻¹. Independientemente del momento de control, los tratamientos con CC de vicia mostraron un aporte de N muy similar. Posiblemente, la mayor acumulación de N en los CC en los que se demoró su secado, se perjudicó con una menor tasa de descomposición del residuo, y la mayor liberación del N de estos residuos haya ocurrido a destiempo respecto de la demanda del maíz.

Estos resultados ponen de manifiesto la compleja dinámica de los residuos de los cultivos de cobertura, donde interaccionan cantidad de materia seca producida, cantidad de nitrógeno contenido en esa materia seca, humedad y temperatura durante la descomposición y, posiblemente como se comentó, la diferente velocidad de transformación de los diferentes componentes de la planta (hojas, flores, tallos).

4. Efecto de la adición de residuos de leguminosas sobre el pH del suelo y el P extractable

4.1. El agregado de residuo de vicia y los cambios en el pH y Pe

El análisis de los datos obtenidos evidenció una interacción suelo*dosis*tiempo (Tabla 8, Anexo). Consecuentemente, los datos se analizaron separadamente para cada suelo. En el pH de los dos suelos, se encontró interacción dosis*tiempo significativa. En el caso del Pe, se encontró interacción dosis*tiempo en A₁, pero no en C₁ (Tabla 16). El análisis de los resultados, en caso de interacción significativa, se realizó en función de los efectos de las dosis en cada momento de muestreo estudiado.

Efecto del agregado de residuo sobre el pH

El pH inicial fue 7,0 para A₁ y 7,1 para C₁, y durante el período de incubación, se produjo una disminución del parámetro en ambos casos (Tabla 16). Esto coincide con resultados de Paul *et al.* (2001), quienes observaron una disminución en el pH en suelos incubados sin el agregado de residuos. Este descenso del pH durante la incubación lo atribuyeron a la mineralización del N original del suelo, seguida del proceso de nitrificación.

Tabla 16. Cambios en el pH del suelo de A₁ y C₁ durante el tiempo de incubación (10, 20, 30, 60, 90 y 120 días) con el agregado de cantidades crecientes de residuos de vicia (D₀, D₁, D₂, D₃ y D₄).

Dosis	Tiempo de incubación (días)						Promedio
	10	20	30	60	90	120	
pH							
A ₁							
D ₀	6,5 b	6,5 cd	6,3 b	6,3 c	6,3 ab	6,2 bc	6,4
D ₁	6,6 b	6,4 d	6,2 b	6,1 d	6,0 bc	5,9 cd	6,2
D ₂	6,7 b	6,6 c	6,2 b	5,9 d	5,8 c	5,9 c	6,2
D ₃	7,3 a	7,2 b	6,5 b	6,6 b	5,9 bc	6,3 ab	6,7
D ₄	7,4 a	7,5 a	7,5 a	6,9 a	6,7 a	6,5 a	7,1
Promedio	6,9	6,8	6,6	6,4	6,1	6,2	
C ₁							
D ₀	5,4 d	4,9 d	5,0 d	4,8 c	4,9 cd	4,8 b	4,9
D ₁	5,8 c	5,0 d	5,0 d	4,8 c	4,8 d	4,8 b	5,0
D ₂	6,8 b	5,8 c	5,2 c	5,3 b	5,3 b	4,8 b	5,5
D ₃	7,2 a	7,1 b	6,8 b	5,4 b	5,1 bc	5,4 a	6,2
D ₄	7,4 a	7,4 a	7,3 a	6,0 a	5,6 a	5,8 a	6,6
Promedio	6,5	6,0	5,9	5,3	5,1	5,1	

Letras distintas en las columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$)

En general, el agregado de las dosis más bajas de residuo (D₁ y D₂) al suelo A₁ ocasionó la disminución de su pH, aunque al concluir el período de incubación, no fue significativamente más bajo que el testigo. Las dosis altas de residuo (D₃ y D₄) aumentaron el pH de A₁, sin embargo, al finalizar la incubación sólo la mayor dosis mostró un pH significativamente mayor que el testigo (0,3 unidades).

El agregado de la menor dosis de residuo (D₁) al suelo C₁ produjo una modificación inicial del pH del suelo que desapareció a partir de la segunda fecha de muestreo. Cuando la cantidad de residuos fue mayor (D₂, D₃ y D₄), se observó un incremento inicial significativo del pH del suelo. Al completar el

tiempo de incubación, no hubo diferencias significativas entre D₁, D₂ y el testigo. Sin embargo, el pH de C₁ con el agregado de D₃ y de D₄, estuvo significativamente por encima del testigo (0,6 y 1,0 unidades, respectivamente).

Debido a la disminución observada en el pH del testigo (D₀) durante el período de incubación y con el objetivo de estandarizar los cambios, se graficaron las modificaciones en el pH (Δ de pH) durante el período mencionado (Figura 21).

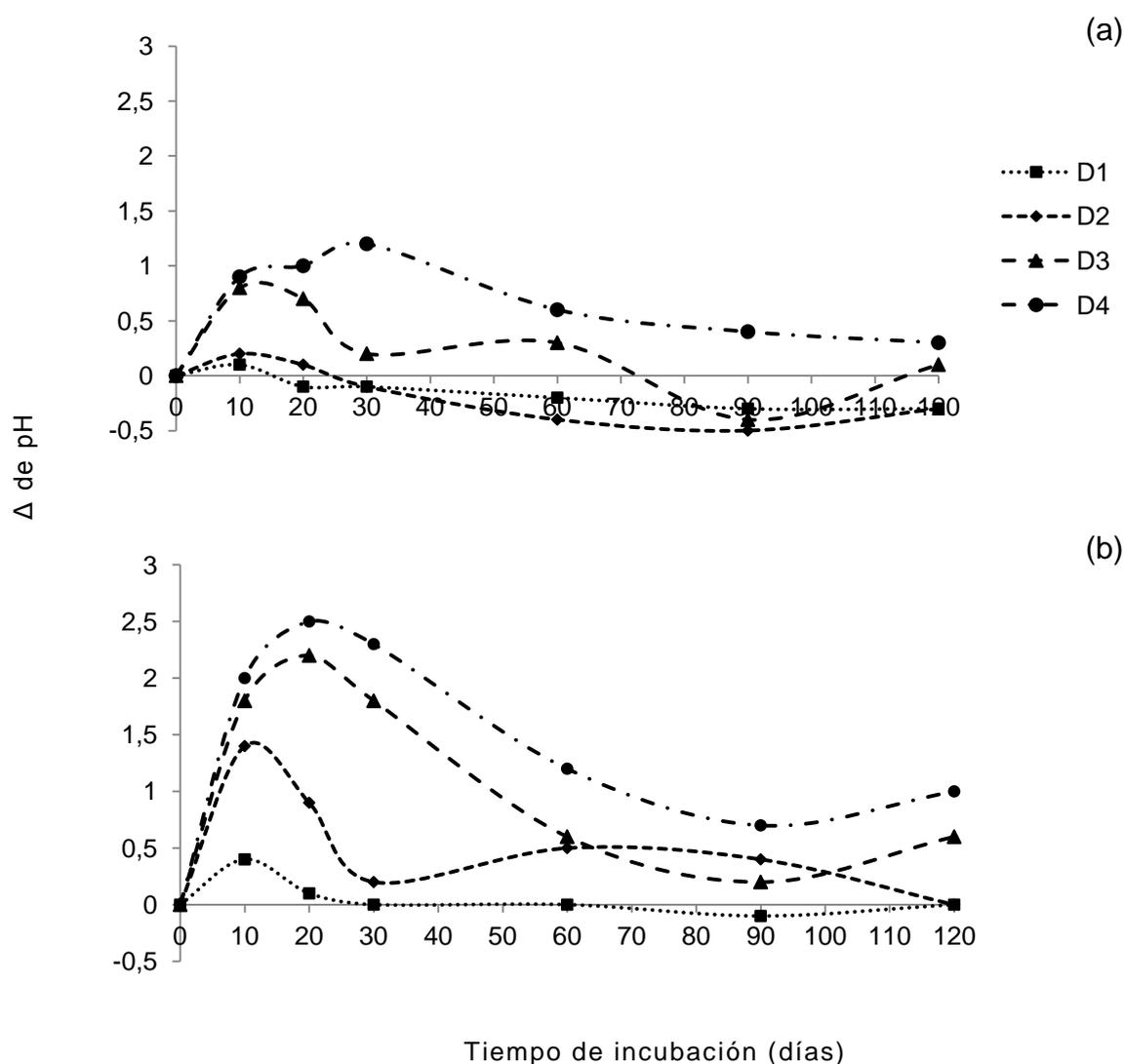


Figura 21. Cambios en el pH en los suelos (a) A₁ y (b) C₁ con el agregado de diferentes cantidades de residuo de vicia, durante los 120 días de incubación.

Como se mencionó, estudios de incubación en laboratorio demostraron que la adición de aniones orgánicos o material vegetal al suelo resulta en un

aumento rápido del pH seguido de la declinación gradual del mismo (Yan *et al.*, 1996a; Hoyt & Turner, 1975; Yan *et al.*, 1996b; Tang *et al.*, 1999). En esta experiencia, el pH de los suelos mostró un incremento casi instantáneo tanto en A₁ como en C₁, aunque de diferente magnitud (Figura 21). El aumento inicial de pH se correspondió con las dosis aplicadas, así el incremento fue mayor cuando mayor fue la dosis de residuo adicionada ($D_4 > D_3 > D_2 > D_1$).

En A₁, el ascenso inicial de pH después de la adición de residuos fue de menor magnitud que en C₁. El escaso aumento de pH en A₁ con las dosis de residuos más altas, se adjudicó a los altos niveles de MO que tenía el suelo (2,5%). Probablemente, A₁ presentó alta actividad de microorganismos descomponedores y tuvo capacidad para estabilizar más rápidamente el pH. La disminución del pH con D₁ y D₂ a partir de los 30 días de incubación, se atribuyó a la nitrificación del N mineralizado del residuo con la consiguiente liberación de H⁺.

En C₁ se observó un incremento inicial promedio de 1,9 unidades en el pH cuando el suelo fue tratado con las dosis más altas de residuo (D₃ y D₄). Posiblemente, el menor contenido de MO del suelo y la menor actividad microbiana, motivó el aumento en el pH ante la liberación de los aniones contenidos en el residuo. Por el contrario, el agregado de D₁ y D₂ en C₁ no provocó cambios en el pH final del suelo.

La descomposición de los residuos y los procesos microbianos que hidrolizan el N orgánico también tienen un papel importante en el cambio de pH del suelo. La amonificación, proceso por el cual el N orgánico se transforma en iones NH₄⁺, consume protones. Mientras tanto, la nitrificación, por medio de la cual los iones NH₄⁺ son oxidados a NO₃⁻, libera protones. Estos procesos generan, en teoría, un mol de H⁺ por mol de N transformado. Tanto la amonificación como nitrificación pueden ser afectados por el pH inicial del suelo, pero la segunda es más sensible a pH bajos que la amonificación (Robson & Abbot, 1989). Aún en los casos donde se observó un incremento del pH en el inicio de la incubación, todos los tratamientos presentaron una tendencia decreciente del pH del suelo en el tiempo. Esta disminución gradual

del pH durante la incubación, fue atribuida a la reacción de nitrificación del residuo, dada por las condiciones iniciales de pH del suelo.

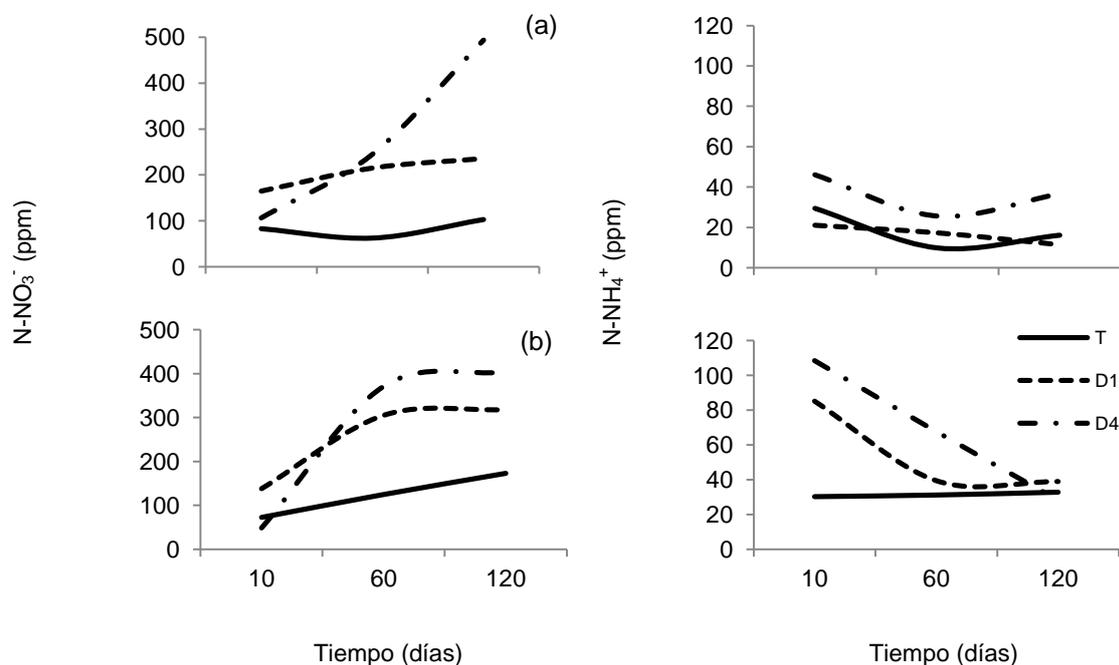


Figura 22. Concentraciones de N-NO_3^- y N-NH_4^+ durante el período de incubación de los suelos (a) A_1 y (b) C_1 .

La liberación de alcalinidad (descomposición de aniones orgánicos) de los residuos de vicia agregados y la amonificación del N de los mismos, incrementó el pH, mientras que la nitrificación del N del residuo causó disminución del pH. Xu & Coventry (2003) encontraron que el agregado de alcalinidad y la amonificación del N orgánico son los dos factores principales que contribuyen a aumentar el pH, mientras que la nitrificación favorece el descenso del mismo. Según ellos, el balance de estas reacciones determina el pH final del suelo. La asociación/disociación de compuestos orgánicos también puede cumplir un rol en el cambio de pH, dependiendo del pH inicial del suelo. El efecto total sobre el pH del suelo después de la adición de residuos podría por tanto depender de la medida de cada uno de estos procesos bajo las condiciones dadas.

En A_1 , el proceso de amonificación fue poco significativo durante los 120 días de incubación. La concentración de NH_4^+ en el suelo A_1 con el agregado

de D₁, no se modificó respecto del testigo. Con el agregado de D₄, se observó un ligero incremento en la concentración de NH₄⁺ en el suelo. Podría interpretarse que, debido a la escasa modificación en el nivel de NH₄⁺, el cambio de pH observado en los primeros días de incubación de A₁ se produjo por la liberación de los aniones orgánicos desde el residuo de la vicia.

En C₁ el proceso inicial de amonificación del N del residuo fue más importante y ello se reflejó en el fuerte incremento inicial del pH. Durante el transcurso de la incubación, los niveles de NH₄⁺ fueron cada vez menores. A la vez, se observó un incremento de la concentración de NO₃⁻, lo que indicaría la nitrificación del amonio y la disminución del pH, tal como se observó.

Los procesos descriptos mostraron cierto efecto del agregado de residuos sobre el pH del suelo. Tanto la liberación de aniones como las reacciones de mineralización de N contenido en el residuo, modificaron el pH.

Efecto del agregado de residuo sobre el Pe

Los niveles iniciales de P de los dos suelos fueron de 30 ppm para A₁ y de 43 ppm para C₁. En el análisis de los resultados se encontró interacción dosis*tiempo y se analizó el efecto de cada dosis separadamente.

En general, tanto para A₁ como para C₁, los niveles de P no se modificaron en los testigos durante el período de incubación (Tabla 17). Estos valores sí se incrementaron a medida que se aumentó la cantidad de residuo de vicia agregado al suelo.

Tabla 17. Cambios en el P extractable de A₁ y C₁ durante el tiempo de incubación (10, 20, 30, 60, 90 y 120 días) con el agregado de cantidades crecientes de residuos de vicia (D₀, D₁, D₂, D₃ y D₄).

Dosis	Tiempo (días)						Promedio
	10	20	30	60	90	120	
Pe (ppm)							
A ₁							
D ₀	20 e	21 e	21 d	20 e	20 c	21 e	21
D ₁	31 d	34 d	33 cd	34 d	38 b	33 d	34
D ₂	47 c	55 c	45 c	50 c	46 b	51 c	49
D ₃	100 b	106 b	104 b	124 b	128 a	113 b	113
D ₄	107 a	120 a	138 a	142 a	130 a	139 a	129
Promedio	61	67	68	74	72	71	
C ₁							
D ₀	39	41	38	42	40	41	40 e
D ₁	52	51	50	55	50	52	52 d
D ₂	66	69	65	72	63	67	68 c
D ₃	113	131	118	117	120	123	120 b
D ₄	137	137	134	140	138	142	138 a
Promedio	81 c	86 a	81 c	85 ab	82 bc	85 ab	

Letras distintas en las columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$)

El agregado de residuos de vicia incrementó la disponibilidad de P en el suelo. Los residuos de vicia utilizados contenían 3,73 mg P g⁻¹, por lo que las dosis de residuo de vicia incorporaron P al suelo al descomponerse. Sin embargo se hallaron algunas evidencias de cambios en el Pe que podrían estar relacionadas con el cambio de pH del suelo (Figura 23).

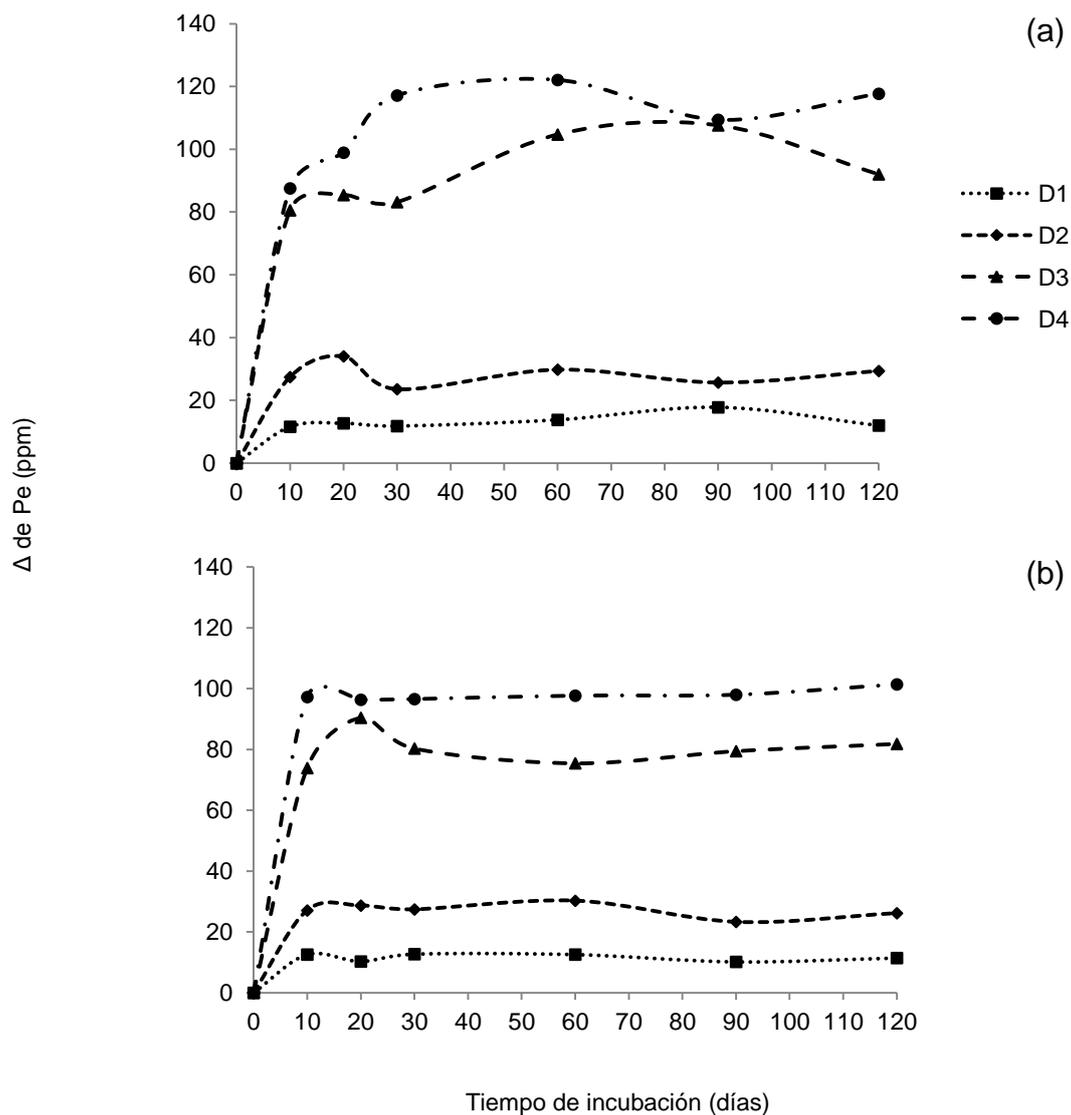


Figura 23. Cambios en el P extractable de (a) A₁ y (b) C₁ con el agregado de diferentes cantidades de residuo de vicia, durante los 120 días de incubación.

4.2. El agregado de residuos de avena y los cambios en el pH del suelo y el P extractable, comparados con los observados con residuo de vicia

En el análisis de varianza de todos los datos se encontró interacción significativa suelo*tiempo*residuo*dosis para las variables pH y Pe, debido a que cada suelo mostró diferentes comportamientos para cada tipo de residuo y cada dosis agregada (Tabla 9, Anexo). Por lo tanto, los resultados se evaluaron en cada suelo.

Cambios en el pH del suelo por el agregado de residuos de vicia y residuos de avena

En A₁, se encontró una interacción triple (dosis*tiempo*residuo) y para el análisis de los resultados se fijó la dosis y la fecha y se observaron las diferencias entre los distintos residuos (Tabla 9, Anexo). En C₁ se encontraron interacciones simples (tiempo*dosis y dosis*residuo) (Tabla 9, Anexo), por lo que el análisis se realizó comparando los resultados obtenidos con cada uno de los residuos en función de las dosis y el tiempo.

En el suelo A₁, al finalizar la incubación, D₁ mostró diferencias significativas entre residuos (Tabla 18). Cuando se agregó residuo de avena, el valor de pH observado en el suelo incubado fue mayor que el registrado en el caso del residuo de vicia. Esto se contradice con lo afirmado por varios autores sobre la mayor capacidad de "alcalinización" de las leguminosas respecto de las gramíneas, aunque posiblemente se deba a la baja cantidad de residuo incorporada. Con el agregado de D₄, el residuo de vicia produjo un mayor valor de pH del suelo que el residuo de avena, durante el transcurso de los 120 días de incubación. Es decir, la capacidad de "alcalinización" de los residuos leguminosa se pone de manifiesto cuando los aportes son altos.

En el caso de C₁, el agregado de D₁, no presentó diferencias significativas entre los tipos de residuos.

En contraste, con el agregado de D₄, se hallaron diferencias significativas en el pH de C₁ con residuos de vicia y de avena. La descomposición del

residuo de avena causó la disminución del pH respecto del de vicia, aunque no disminuyó por debajo del testigo.

Tabla 18. Cambio en el pH de los suelos A₁ y C₁, durante el tiempo de incubación (10, 60 y 120 días) con el agregado de dos cantidades (D₁ y D₄) de residuo de vicia y residuo de avena (VMe y Av)

		A ₁			C ₁		
		Tiempo (días)			Tiempo (días)		
Tipo de residuo	Dosis	10	60	120	10	60	120
Testigo	D ₀	6,5	6,3	6,2	5,4	4,8	4,8
VTe	D ₁	6,6	6,1	5,9	5,8	4,8	4,8
	D ₄	7,4	6,9	6,5	7,4	6,0	5,8
Av	D ₁	6,8	6,2	6,1	5,5	4,9	4,9
	D ₄	7,0	5,7	5,8	6,4	5,6	5,0

En síntesis, se puede decir que la capacidad de “alcalinización” del residuo de leguminosa se pone de manifiesto con altos aportes. Los cambios fueron más marcados en el suelo C₁, que tenía menor contenido de MO (Figura 24).

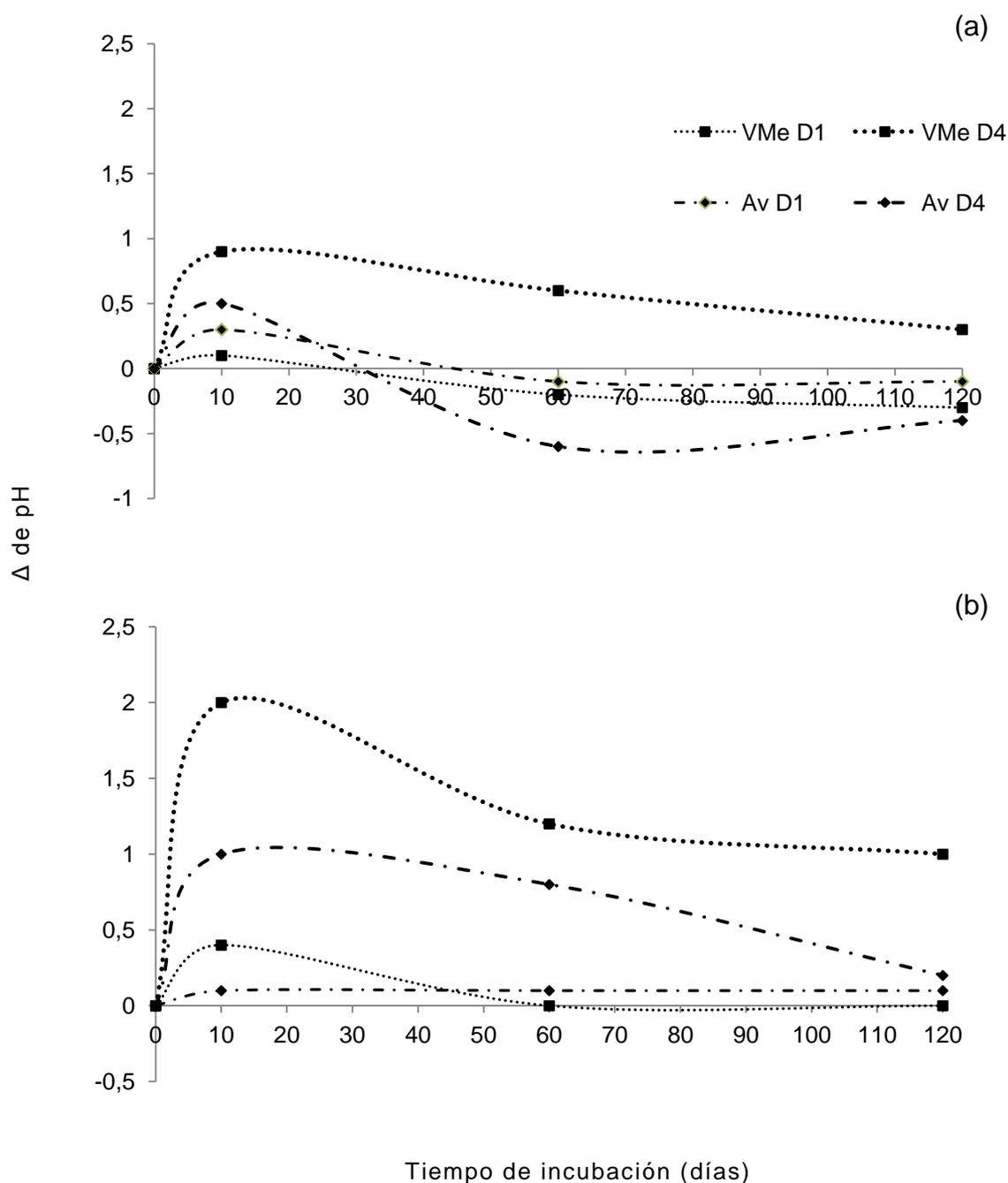


Figura 24. Cambio en el pH de los suelos (a) A₁ y (b) C₁, durante el tiempo de incubación con el agregado de dos cantidades (D₁ y D₄) de residuo de vicia y residuo de avena (VTe y Av)

Con respecto al cambio observado en el Pe, los aumentos producidos por el agregado de la menor dosis de residuo, fueron similares entre las especies estudiadas (Tabla 19). Sin embargo, cuando se agregó la dosis más alta, el

cambio en el Pe fue mayor en el caso de la vicia que en el caso de la avena (Figura 25). En este caso, la velocidad con que se descomponen los residuos pudo haber sido diferente debido a las características de calidad diferenciales que presentan las gramíneas y las leguminosas. Una rápida descomposición de los residuos de vicia no sólo modifica el pH del suelo sino que favorece la descomposición de los materiales orgánicos nativos por aporte de nitrógeno y la transformación del fósforo orgánico a inorgánico.

Tabla 19. Cambio en el Pe de los suelos A₁ y C₁, durante el tiempo de incubación (10, 60 y 120 días) con el agregado de dos cantidades (D₁ y D₄) de residuo de vicia y residuo de avena (V y Av)

		A ₁			C ₁		
		Tiempo (días)			Tiempo (días)		
Tipo de residuo	Dosis	10	60	120	10	60	120
Testigo	D ₀	20	20	21	39	42	41
VMe	D ₁	31	34	33	52	55	53
	D ₄	107	142	139	137	140	143
Av	D ₁	25	31	33	40	48	46
	D ₄	37	55	57	57	65	67

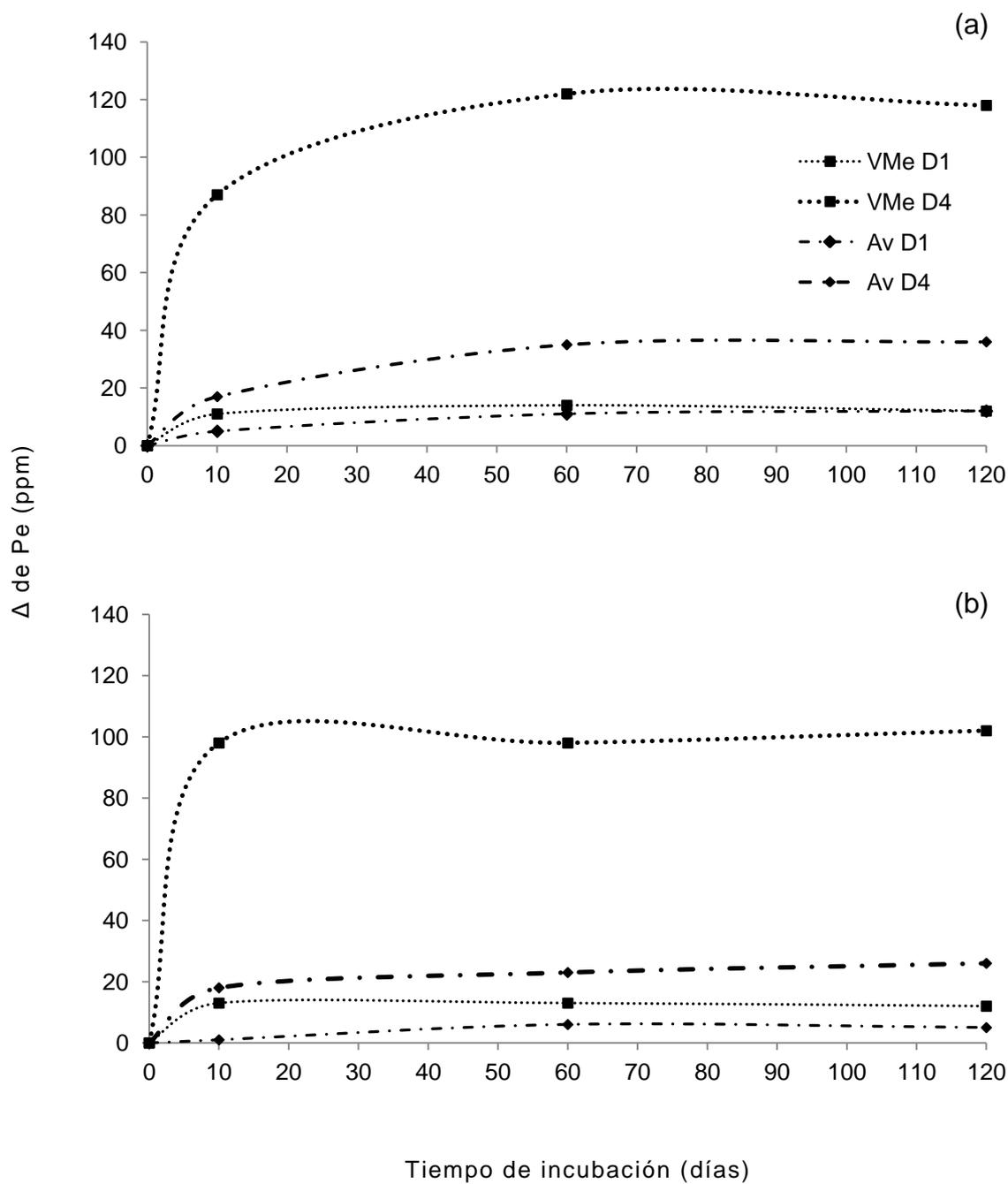


Figura 25. Cambio en el Pe de los suelos (a) A₁ y (b) C₁, durante el tiempo de incubación con el agregado de dos cantidades (D₁ y D₄) de residuo de vicia y residuo de avena (VMe y Av)

4.3. El agregado de residuo de vicia a distintos tipos de suelo y los cambios en el pH y Pe

El análisis de los datos generales indicó interacción suelo*dosis*tiempo (Tabla 10, Anexo). Se realizó, por lo tanto, el análisis de los resultados en cada suelo en particular, teniendo en cuenta el cambio en el pH y el Pe del suelo, en cada fecha de muestreo (Tabla 20).

Con los datos obtenidos de los 10 suelos analizados, se realizó una regresión múltiple a fin de encontrar un modelo que permitiera describir los efectos del agregado de residuos de vicia sobre el pH y el Pe del suelo.

Los cambios iniciales observados en el pH del suelo con dosis bajas de residuo se relacionaron con el pH inicial del suelo, el carbono de la MO (COM) y el carbono orgánico particulado medio (COP_m) ($R^2_{aj}=0,81$). A los 60 días de incubación no se encontró significancia en ningún componente. Al finalizar la incubación, el cambio de pH se relacionó con el pH inicial del suelo y el COM ($R^2_{aj}=0,73$).

Con dosis altas, el cambio inicial en el pH del suelo se relacionó con el pH inicial y el COM ($R^2_{aj}=0,43$). A los 60 días de iniciada la experiencia, la variación en el pH se relacionó con los dos factores citados en el inicio, con la adición del COP_m (fracción fina<50) ($R^2_{aj}=0,80$). En la culminación de la experiencia se determinó que tanto el pH inicial, el COM, el COP_m, como la textura (fracción fina<100) se relacionaron con el cambio de pH ($R^2_{aj}=0,93$).

Con la dosis más baja de residuos, se encontraron suelos en los que el cambio de pH cumplidos los 120 días de incubación, fue nulo, como en el caso de C₁, C₂, C₃, C₅, O y C_g (Figura 26). Sin embargo, cuando se agregó la mayor dosis, el cambio de pH en cada suelo fue distinto. En C₁ y C₃, el pH al final de la incubación fue mayor que el pH inicial.

En los suelos A₁, C₄ y C₆, con dosis bajas, el pH al finalizar la incubación fue menor que el pH inicial (Figura 26). En el caso de los dos primeros suelos, el agregado de la dosis máxima, incrementó el pH. Sin embargo, en C₆ se observó también una disminución en el pH final, respecto del inicial.

Tabla 20. Cambios en el pH y el P extractable de diez suelos durante el tiempo de incubación (10, 20, 30, 60, 90 y 120 días) con el agregado de dosis crecientes de residuos de vicia (D₀, D₁, y D₄).

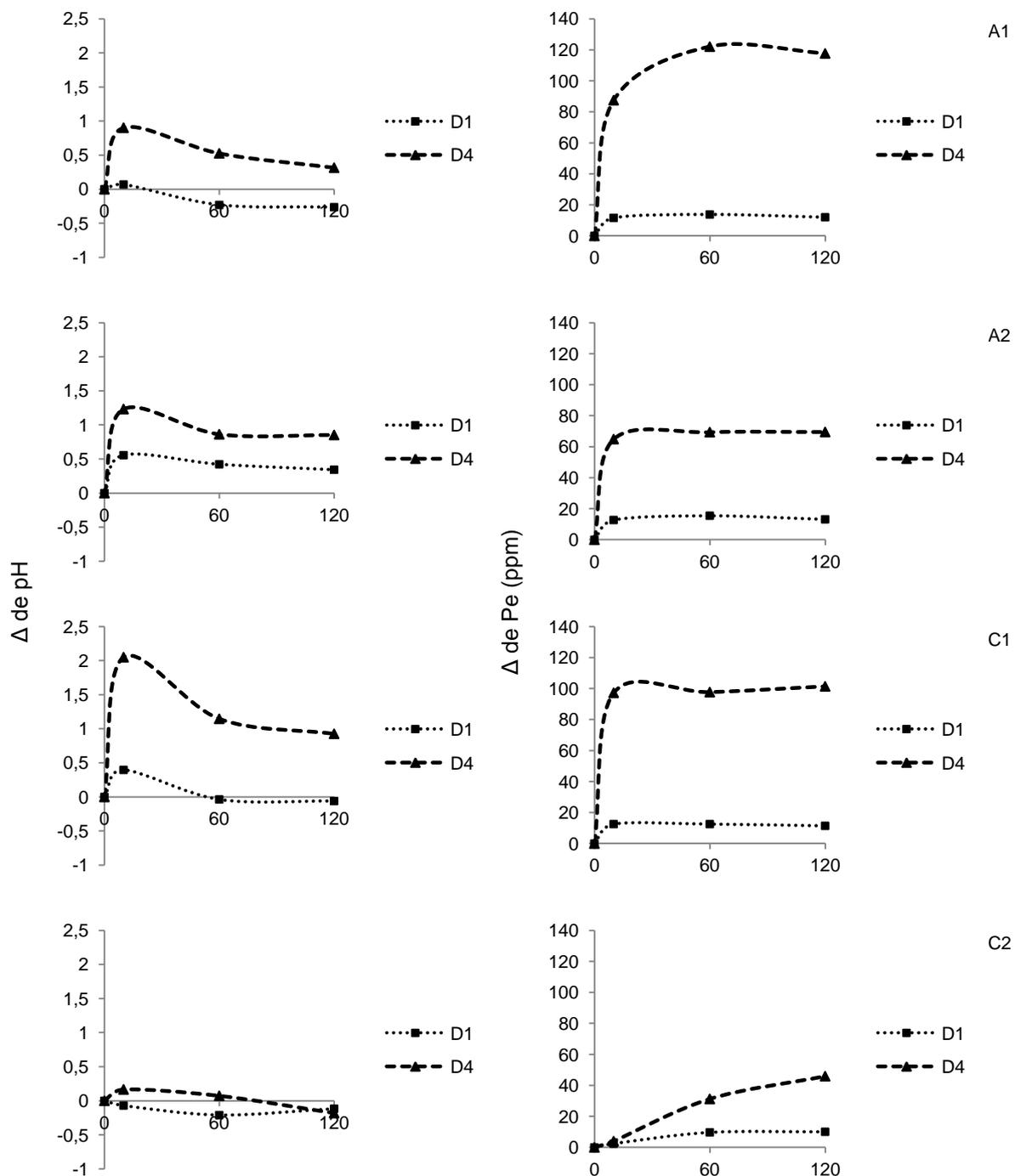
Tipo de residuo	Dosis	Tiempo (días)					
		pH			Pe		
		10	60	120	10	60	120
A ₁							
T	D ₀	6,5	6,3	6,2	20	20	21
VMe	D ₁	6,6	6,1	6,9	31	34	33
	D ₄	7,4	6,9	6,5	107	142	139
A ₂							
T	D ₀	6,3	6,3	6,2	26	26	30
VMe	D ₁	6,9	6,7	6,5	38	42	43
	D ₄	7,6	7,1	7,0	91	96	100
C ₁							
T	D ₀	5,4	4,8	4,8	39	42	41
VMe	D ₁	5,8	4,8	4,8	52	55	53
	D ₄	7,4	6,0	5,8	137	140	143
C ₂							
T	D ₀	7,9	7,9	7,8	16	11	11
VMe	D ₁	7,8	7,7	7,7	18	20	21
	D ₄	8,1	8,0	7,6	20	42	57
C ₃							
T	D ₀	6,1	5,4	5,4	18	16	16
VMe	D ₁	6,8	5,4	5,4	30	27	28
	D ₄	7,5	6,5	6,3	74	82	68
C ₄							
T	D ₀	5,6	5,5	5,4	24	29	28
VMe	D ₁	6,0	5,4	5,2	32	41	40
	D ₄	7,2	6,1	5,8	72	91	85
C ₅							
T	D ₀	6,0	5,6	5,6	25	27	26
VMe	D ₁	6,5	5,6	5,5	39	38	35
	D ₄	7,3	6,8	6,0	85	89	76
C ₆							
T	D ₀	7,2	7,4	7,2	22	23	24
VMe	D ₁	7,3	7,3	6,5	36	40	40
	D ₄	7,7	7,0	6,7	89	90	91
O ₁							
T	D ₀	7,1	7,1	6,9	10	9	10
VMe	D ₁	7,3	7,1	6,9	19	24	24
	D ₄	7,8	7,0	7,1	62	69	67
C _g							
T	D ₀	6,7	6,6	6,4	15	17	15
VMe	D ₁	6,8	6,5	6,5	27	28	31
	D ₄	7,8	6,7	6,7	73	79	79

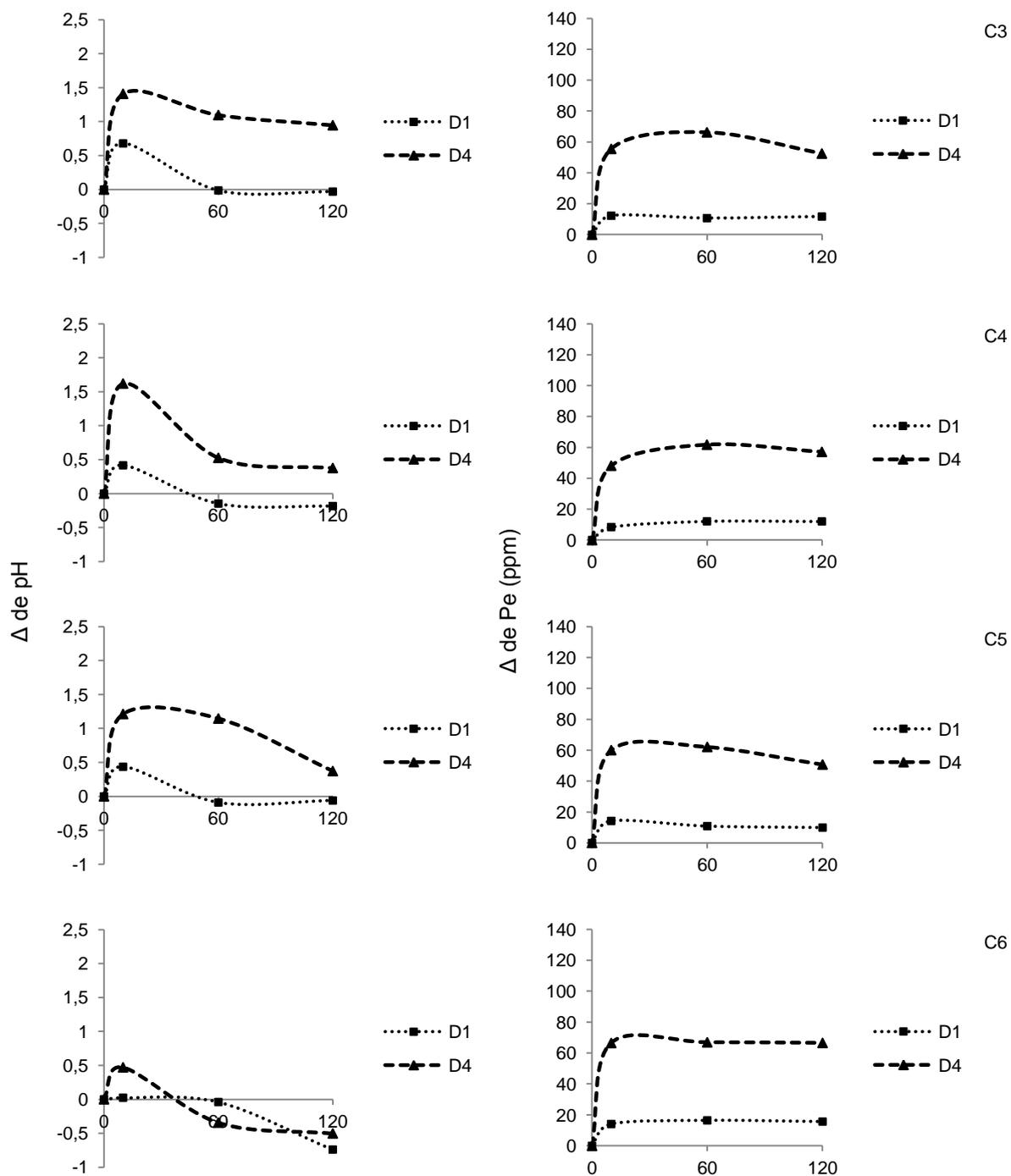
En el caso de los cambios evidenciados en el Pe, no se halló un modelo que los describiera en los primeros 60 días de incubación. Sólo se encontró

una relación a los 120 días de comenzada la experiencia y los parámetros asociados fueron el contenido de MO, el COM y el COP₁₀₀ ($R^2_{aj}=0,94$).

Cuando se agregó la mayor dosis de residuo, en las tres fechas de análisis se encontró una relación fuerte del cambio en el Pe con el contenido de MO y la textura (fracción fina<50).

El aumento en el P extractable de los suelos con el agregado de la dosis menor de residuo, no superó los 10-15 ppm (Figura 26) El comportamiento también fue similar entre suelos cuando se agregó la dosis máxima de residuo. Sin embargo, en suelos como A₁ y C₁, el incremento de Pe fue mayor de 100 ppm (Figura 26).





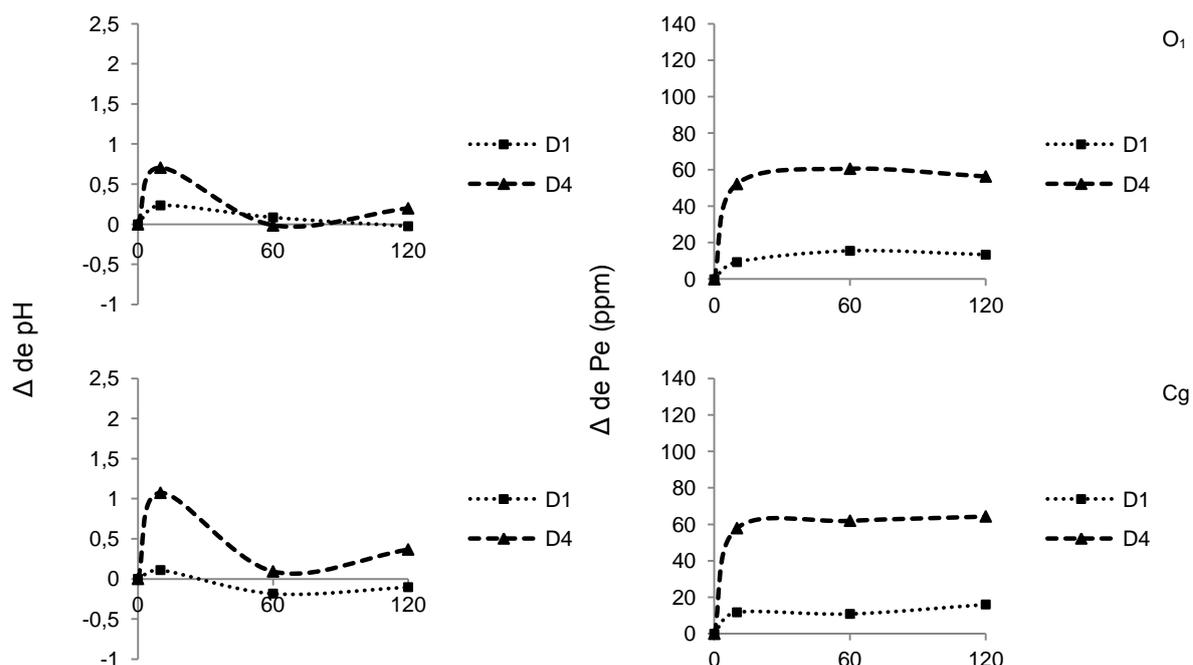


Figura 26. Cambios en el pH y el P extractable en diez suelos con el agregado de diferentes cantidades de residuo de vicia (D₀, D₁ y D₄), durante los 120 días de incubación.

El agregado de residuos causó un cambio en el pH del suelo, cuya magnitud y dirección dependió de las características iniciales del suelo y de la cantidad de residuo adicionado. Las reacciones del suelo ante la descomposición del residuo fueron variables y esta variabilidad se relacionó con la capacidad de aquél de restablecer su pH.

El cambio en el Pe estuvo relacionado con la cantidad de P contenida en el residuo agregado. Sin embargo, por la dinámica del nutriente en el suelo sería erróneo asumir que el Pe medido en los diferentes momentos proviene sólo del residuo. Posiblemente, parte del cambio en la disponibilidad del P en el suelo se deba también a la variación observada en el pH.

Estas experiencias de incubación difieren de los sistemas reales, en los que los residuos que son dejados en superficie, quedan expuestos a pérdidas por descomposición y erosión, y por lo tanto, varían en el aporte de cationes/aniones y N. Sin embargo, exponen la posibilidad de que ocurra un cambio de pH en el suelo por el aporte de residuos de leguminosas y que éste

modifique la dinámica del P en el suelo. Estos cambios se producirían en la delgada capa que se modifica en suelos bajo siembra directa y podría tener efectos acumulativos si la técnica se repitiera en el tiempo.

CONSIDERACIONES FINALES

Los resultados obtenidos en este estudio permiten esquematizar el sistema cultivo de cobertura-maíz como se presenta en la Figura 27.

Cuando se implanta un CC de leguminosa, al que se deja crecer hasta que se considere adecuado, hay una acumulación de nitrógeno en el material vegetal inicialmente proveniente del nitrógeno en el suelo y posteriormente proveniente de la fijación simbiótica de la leguminosa. En base a los resultados de este estudio y de la bibliografía internacional, quedó demostrada una fuerte relación entre la producción de MS y la acumulación de N en la biomasa, equivalente a 38 kg de N por cada Mg de MS de vicia que se produce.

El secado del CC deja en superficie un residuo muy valioso en lo que respecta a contenido de N. Mediante su descomposición, el N del residuo entra en el pool de N del suelo. Este N contribuye, junto con el que proviene de la MO y el agregado con el fertilizante, en el N disponible para el cultivo estival posterior. La dinámica de la descomposición de los diferentes residuos de cobertura es compleja, y por los resultados observados, debería ser analizada en el muy corto plazo y considerando las diferentes partes de la planta de vicia.

El N ingresado al sistema por medio de los residuos de leguminosas está sujeto a determinadas condiciones que pueden favorecer las pérdidas, y así disminuir la capacidad de aprovechamiento del nutriente. Sería muy interesante profundizar su estudio con el objeto de reciclar más N dentro de estos agroecosistemas irrigados.

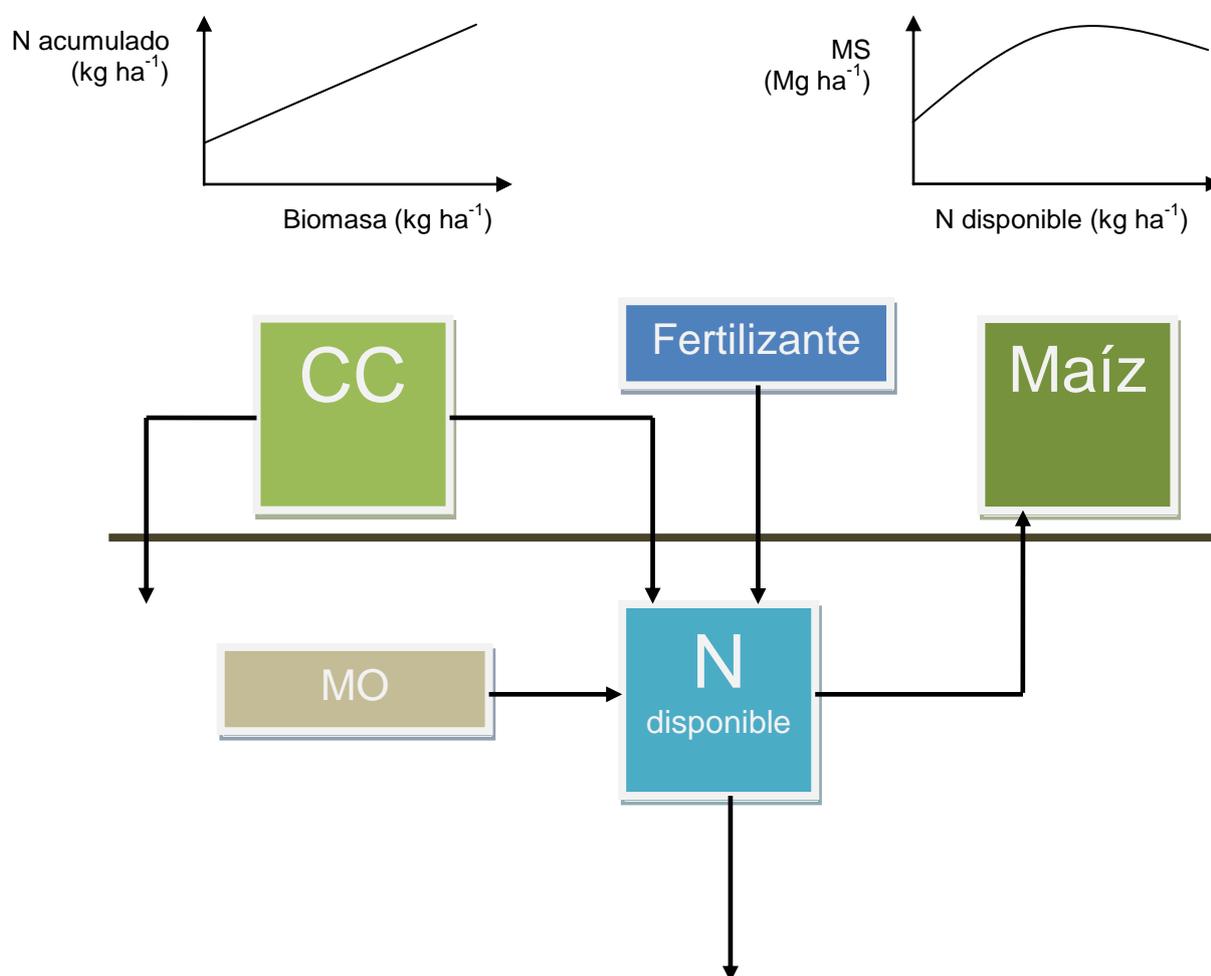


Figura 27. Esquema de funcionamiento del sistema CC de leguminosa – Maíz.

Con un esquema como el de la Figura 27, las estrategias de manejo del sistema deben apuntar a la sincronización entre la liberación del N contenido en el residuo de la leguminosa y el momento de mayor demanda del cultivo de maíz (Figura 28).

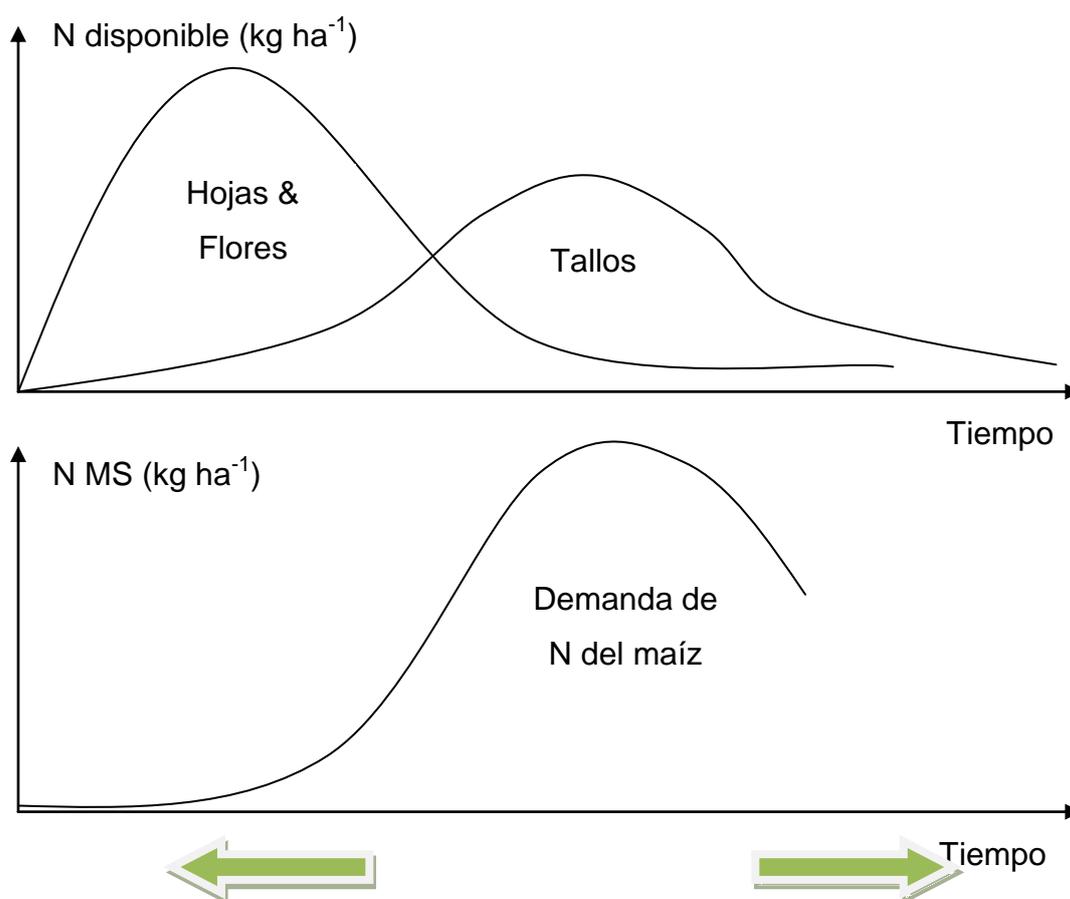


Figura 28. Estrategias de manejo del CC de leguminosa y el cultivo de maíz para un mejor aprovechamiento del N en el sistema.

Las diferente respuesta a la fertilización encontrada, entre los antecesores en los dos años (interacción año*dosis), sugiere que el efecto de la implementación de un CC de vicia sobre la fertilidad química y física, y sobre el cultivo posterior, depende de factores tales como la fertilidad inicial del suelo, las condiciones meteorológicas del año, tanto en el ciclo del CC como en el ciclo del cultivo estival, el estado fenológico del CC al momento del secado y la posibilidad de lograr la sincronía en la oferta-demanda del N.

CONCLUSIONES

1. El retraso en la fecha de secado del cultivo de cobertura de vicia villosa favoreció la acumulación de MS de la leguminosa y a la vez, la acumulación de N en la biomasa.
 - a. La vicia mostró una alta tasa de crecimiento en los meses de primavera, encontrándose diferencias en la producción de MS en CC secados con una o dos semanas de retraso.
 - b. La acumulación de N en el CC se relacionó directamente con la cantidad de biomasa acumulada. La capacidad de fijar N de la vicia villosa en este estudio, fue cercana a los 40 kg N ha^{-1} por cada Mg de MS producida.

2. La relación C:N de los residuos de vicia no se modificó durante el período estudiado.
 - a. El manejo que favoreció la acumulación de biomasa, contribuyó a incrementar la cantidad de N contenido en ella, sin riesgos de perjudicar la posterior descomposición de los residuos. Sin embargo, es probable que el contenido de celulosa y lignina aumenten y modifiquen la velocidad de descomposición.

3. En el corto plazo, un CC de avena puede producir mayor cantidad de MS y acumular mayor cantidad de N que un CC de vicia. Sin embargo, la calidad del residuo podría afectar la disponibilidad de N al cultivo siguiente. Cuando se alarga el ciclo de la vicia, ésta supera a la avena en contenido de N.

4. Los CC de vicia modificaron la disponibilidad de N a la siembra del cultivo estival, aunque no se encontró una tendencia definida.
 - a. Las condiciones de humedad y temperatura ofrecidas en un ambiente de riego, favorecieron la descomposición del residuo de vicia y la liberación del N contenido en él.

- b. La aplicación de riegos en el cultivo de maíz en suelos arenosos, puede favorecer las pérdidas por lavado del N aportado por la vicia.

- 5. Los CC de vicia modificaron el contenido de COP del suelo, que aumentó durante el ciclo de crecimiento de aquéllos, aunque no permitió encontrar diferencias entre los diferentes CC, y por lo tanto, no se consideró como un parámetro sensible.
 - a. El aumento en el COP por la implementación de los CC fue un efecto de corto plazo. Sería interesante evaluar el efecto acumulado de la utilización frecuente de esta técnica.
 - b. Además, por lo observado en el caso del CC de avena, la posibilidad de asociar una gramínea y una leguminosa como CC puede potenciar las propiedades de ambas.

- 6. El cultivo de maíz como sucesor de un CC de vicia mostró un efecto “rotacional” y posiblemente mejoró las condiciones de fertilidad física y química del suelo, comparadas con el antecesor barbecho.
 - a. La respuesta a la implementación de un CC de vicia como antecesor de un maíz fue variable entre años, aunque se evidenciaron mejoras en la producción de MS y el rendimiento de grano.
 - b. El aporte estimado promedio del CC de vicia fue de aproximadamente 42 kg N ha⁻¹. Sin embargo, por las características texturales del suelo, los riegos frecuentes y la labilidad del N liberado por el residuo de vicia, se estiman importantes pérdidas de N por lavado.
 - c. La fertilidad inicial del suelo, así como las condiciones ambientales durante el ciclo del maíz, parecen determinar la variabilidad de la respuesta del cultivo estival al antecesor CC de vicia. En suelos de baja fertilidad se comprobó un mejoramiento en N del suelo, por encima de otras

condiciones que se modificarían en el largo plazo. En suelos con mayor contenido de MO, el efecto del CC de vicia se manifiesta a través de mejoras en el ambiente de suelo que permiten un mejor aprovechamiento del N y la humedad del suelo.

7. El ajuste del momento de secado del CC de vicia para el mejor aprovechamiento del N aportado fue variable entre años y pareció estar condicionado por la cantidad de MS acumulada y por factores meteorológicos.
8. Los parámetros de eficiencia de utilización de N fueron más favorables en el caso del maíz con antecesor CC de vicia. Además de mejorar las condiciones de fertilidad nitrogenada, un CC de vicia tiene efectos sobre otros factores que incrementan la capacidad de producción del sistema.
9. La descomposición del residuo de vicia produjo cambios en el pH del suelo en el corto plazo.
 - a. Con bajas cantidades de residuos, el contenido de COM y COP del suelo y el pH inicial de cada suelo determinaron la magnitud y dirección del cambio de pH.
 - b. Estos cambios originaron un aumento en la disponibilidad de P, asociado, tanto al cambio de pH como al aporte de P realizado por el residuo al descomponerse.

BIBLIOGRAFÍA

- Allison, FE. 1966. The fate of nitrogen applied to soils. *Adv. Agron.* 18:219-258
- Altieri, M. 1999. *Agroecología. Bases científicas para una agricultura sustentable.* Ed. Nordan-Comunidad.
- Alvarez, R & CR Alvarez. 2000. Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:184-189
- Alvarez, R. 2005. Fertilización de maíz. Cap. 7. P 91-110 Fertilización de cultivos de granos y pasturas. Diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana. Coord. Álvarez, R. Ed. Facultad Agronomía, Universidad de Buenos Aires
- Alvarez, CR; R Alvarez; S Grigera & RS Lavado. 1998. Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 30:767-773
- Alvarez, C; C Scianca, M Barraco, A Quiroga & M Díaz Zorita. 2009. Impacto de diferentes coberturas invernales sobre el movimiento de agua en suelo. Jornadas Nacionales Sistemas productivos sustentables: fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura. Bahía Blanca, 10 y 11 de agosto de 2009.
- Alvarez, R & H Steinbach. 2006. Efecto del sistema de labranza sobre la materia orgánica. Cap. 6. P 69-78. *Materia Orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos.* Coord. Álvarez, R. Ed. Facultad Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Andriulo, A; C Sasal & M Rivero. 2001. Los sistemas de producción conservacionistas como mitigadores de la pérdida de carbono edáfico. P 17-28. En "Siembra Directa II" INTA (Ed. Panigatti, Buschiazzo & Marelli)
- Baigorria, T & C Cazorla. 2009. Evaluación de especies como cultivo de cobertura en sistemas agrícolas puros en siembra directa. Jornadas Nacionales Sistemas productivos sustentables: fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura. Bahía Blanca, 10 y 11 de agosto de 2009.
- Baldock, JO; RL Higgs, WH Paulson, JA Jackobs & WD Shrader. 1981. Legume and mineral N effects on crop yields in several crop sequences in the Upper Mississippi Valley. *Agron. J.* 73:887-890
- Barker, AV & GM Bryson. 2007. Nitrogen. P 22-43. In AV Barker & DJ Pilbeam (eds.) *Handbook of plant nutrition. Books in soils, plants and the environment*, v 117. CRC Press.
- Barker, AV & DJ Pilbeam. 2007. Introduction. P 3-18. In AV Barker & DJ Pilbeam (eds.) *Handbook of plant nutrition. Books in soils, plants and the environment*, v 117. CRC Press.
- Barraco, M; C Álvarez & C Scianca. 2009. Aporte de nutrientes y rastrojo de diferentes especies utilizadas como cultivos de cobertura. Jornadas Nacionales Sistemas productivos sustentables: fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura. Bahía Blanca, 10 y 11 de agosto de 2009.
- Bessho, T & LC Bell. 1992. Soil solid and solution phase changes and mung bean response during amelioration of aluminium toxicity with organic matter. *Plant and Soil* 140:183-196.

- Biederbeck, VO; HH Janzen; CA Campbell & R Zentner. 1994. Labile soil organic matter as influenced by cropping practices in an arid environment. *Soil Biol. Biochem.* Vol.26, N° 12, pp 1647-1656
- Blevins, RL; JH Herbeck & WW Frye. 1990. Legume cover crops as a nitrogen source for no till corn and grain sorghum. *Agron. J.* 82:769-772
- Bodke, S & RJ Castells. 1971. Abono verde. Un factor importante en la producción de maíz. Informe técnico N° 95. INTA EERA Pergamino.
- Bollero, GA & DG Bullock. 1994. Cover cropping systems for the central corn belt. *J. Prod. Agric.* 7:55-58
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphate in soils. *Soil Sci.* 59:39-45.
- Bremner, JM. 1996. Nitrogen - Total. P 1085-1123. In *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods.* (Ed. D.L. Sparks), SSSA-ASA, Madison, WI, USA.
- Campbell, CA; VO Biederbeck; BG McConkey; D Curtin & RP Zentner. 1999. Soil quality-effect of tillage and fallow frequency. Soil organic matter quality as influenced by tillage and fallow frequency in a silt loam in southwestern Saskatchewan. *Soil Biol. Biochem.* 31:1-7
- Clark, AJ; AM Decker & JJ Meisinger. 1994. Seeding rate and kill date effect on hairy vetch-cereal rye cover crop mixtures of corn production. *Agron. J.* 86:1065-1070
- Clark, AJ; AM Decker; JJ Meisinger; FR Mulford & MS McIntosh. 1995. Hairy vetch kill date effects on soil water and corn production. *Agron. J.* 87:579-585
- Clark, AJ; AM Decker; JJ Meisinger & MS McIntosh. 1997a. Kill date of vetch, rye, and a vetch-rye mixture: I. Cover crop and corn nitrogen. *Agron. J.* 89:427-434
- Clark, AJ; AM Decker; JJ Meisinger & MS McIntosh. 1997b. Kill date of vetch, rye, and a vetch-rye mixture: II. Soil moisture and corn yield. *Agron. J.* 89: 434-441
- Corak SJ; WW Frye & MS Smith. 1991. Legume mulch and nitrogen fertilizer effects on soil and water corn production. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:1395-1400
- Cordone, G & O Hansen. 1984. Utilización de cultivos invernales como abonos verdes o cobertura en la producción de maíz. Información N° 64. Carpeta de Producción Vegetal. INTA EERA Pergamino.
- Cordone, G & O Hansen.. 1986a. Los abonos verdes y su efecto sobre el rendimiento. Información N° 77. Carpeta de Producción Vegetal. INTA EERA Pergamino.
- Cordone, G & O Hansen.. 1986b. Utilización de especies invernales como abonos verdes y/o de cobertura para maíz, y su efecto residual sobre el cultivo de trigo. Información N° 80. Carpeta de Producción Vegetal. INTA EERA Pergamino.
- Cordone, G. 1990. Efecto de las especies invernales utilizadas como abono verde o cobertura en la producción de maíz. Resultados de tres campañas. Información N° 96. Carpeta de Producción Vegetal. INTA EERA Pergamino.

- Crews, TE & MB Peoples. 2004. Legume versus fertilizer sources of nitrogen: ecological tradeoffs and human needs. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 102:279-297
- Decker, AM; AJ Clark; JJ Meisinger; FR Mulford & MS McIntosh. 1994. Legume cover crop contributions to no-tillage corn production. *Agron. J.* 86:126-135
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2010. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
- Ding, G; X Liu; S Herbert; J Novak; D Amarasiriwardena & B Xing. 2006. Effect of cover crop management on soil organic matter. *Geoderma* 130: 229-239
- Doran, JW & M Scott Smith. 1991. Role of cover crops in nitrogen cycling. P 85-90 In Hargrove, W.L., ed. 1991. *Cover Crops for Clean Water*. Ankeny, IA: Soil and Water Conservation Society.
- Drinkwater, LE; P Wagoner & M Sarrantonio. 1998. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature*, vol 396, pp 262-265
- Ebelhar, SA; WW Frye & RL Blevins. 1984. Nitrogen from legume cover crops for no-tillage corn. *Agron. J.* 76:51-55
- Echeverría, H. 2009. Eficiencia de uso de nitrógeno en cultivos extensivos. Jornadas Nacionales Sistemas productivos sustentables: fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura. Bahía Blanca, 10 y 11 de agosto de 2009.
- Echeverría, HE & HR Sainz Rozas. 2006. Nitrógeno. P 69-97. En HE Echeverría y FO García (eds.) *Fertilidad de suelo y fertilización de cultivos*. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Fageria, NK & VC Baligar. 2005. Enhancing nitrogen use efficiency in crop plants. *Adv. Agron.* 88:97-185
- Fageria, NK; VC Baligar & BA Bailey. 2005. Role of cover crops in improving soil and row crop productivity. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 36:2733-2757
- FAO. 2004. *Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina*. Primera edición. FAO, Roma
- FAO. 2008. La importancia de los cultivos de cobertura en la agricultura de conservación. <http://www.fao.org/ag/ca/es/2a.html>
- Fernández, R & A Quiroga. 2009. Cultivo de cobertura. Alternativas tecnológicas para su implementación y efectos sobre el cultivo sucesor. Jornadas Nacionales Sistemas productivos sustentables: fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura. Bahía Blanca, 10 y 11 de agosto de 2009.
- Fernández, R; A Quiroga; F Arenas; C Antonini & M Saks. 2007. Contribución de los cultivos de cobertura y las napas freáticas a la conservación del agua, uso consuntivo y nutrición de los cultivos. P 51-59. En *Manual de fertilidad y evaluación de suelos*. Publicación Técnica N°71. Ediciones INTA. Noviembre 2007

- Fixen, PE. 2009. Reservas mundiales de nutrientes de los fertilizantes. IPNI Cono Sur. Simposio Fertilidad 2009. Rosario. 12 y 13 de mayo de 2009
- Flores, MM. 1971. Valores de capacidad hídrica de suelos del Valle Bonaerense del Río Colorado. Informe técnico N°13. INTA, Estación cooperativa de experimentación y extensión agropecuaria Hilario Ascasubi.
- Galantini, JA & R Rosell. 1997. Organic fractions, N, P and S changes in an Argentine semiarid Haplustoll under different crop sequences. *Soil & Tillage Research* 42:221-228
- Galantini, JA; MR Landriscini; JO Iglesias; AM Miglierina & R Rosell. 2000. The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 2. Nutrient balance, yield and grain quality. *Soil & Tillage Research* 53:137-144
- Galantini, JA & R Rosell. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil & Tillage Research* 87:72-79
- Galantini JA; JO Iglesias; C Maneiro; L Santiago & C Kleine. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA – INTA)* 35: 15-30.
- Galantini, JA; MR Landriscini; J Iglesias; G Minoldo & R Fernández. 2007. Las fracciones orgánicas como herramienta de diagnóstico. P 46-49. En “La siembra directa en los sistemas productivos del S y SO bonaerense”. *Revista técnica especial AAPRESID, CIC, CERZOS y UNS*. Eds. Galantini *et al.*
- Galantini JA & MR Landriscini. 2007. Momento de fertilización y la dinámica del N: Un caso de estudio. P 66-71. En “La siembra directa en los sistemas productivos del S y SO bonaerense”. *Revista técnica especial AAPRESID, CIC, CERZOS y UNS*. Eds. Galantini *et al.*
- Galantini, JA & L Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. Revisión. *Agriscientia* Vol XXV (1): 41-45
- Galantini, JA, J Iglesias, MR Landriscini, L Suñer & G Minoldo 2008. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. P 71-96. En “Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina”. Ed. JA Galantini. Editorial de la Universidad Nacional del Sur.
- Hargrove, WL. 1986. Winter legumes as a nitrogen source for no-till grain sorghum. *Agronomy Journal* 78:70-74
- Hassink, J. 1995. Prediction of the non-fertilizer N supply of mineral grassland soils. *Plant and Soil* 176:71-79
- Haynes, RJ. 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biol. Biochem.* 32:211-219
- Holderbaum JF; AM Decker; JJ Meisinger, FR Mulford & LR Vough. 1990. Fall-seeded legume cover crops for no-tillage corn in the humid east. *Agron. J.* 82: 117-124

- Hoyt, PB & RC Turner. 1975. Effects of organic materials added to very acid soils on pH, aluminum, exchangeable NH₄, and crop yields. *Soil Science* 119:227–237
- Hue, NV & I Amien. 1989. Aluminum detoxification with green manures. *Communication in Soil Science and Plant Analysis* 20:1499-1511.
- Huntington, TG; JH Grove & WW Frye. 1985 Release and recovery of nitrogen from winter annual cover crops in no-till corn production. *Commun. Soil Sci. Plant Anal* 16:193-211
- Kumar K & KM Goh. 2000. Crop residues and management practices: effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery. *Adv. Agron.* 68:197-319
- Kuo, S & EJ Jellum. 2000. Long-term winter cover cropping effects on corn (*Zea mays* L.) production and soil nitrogen availability. *Biol. Fertil. Soils* 31:470-477
- Kuo, S & EJ Jellum. 2002. Influence of winter cover crop and residue management on soil nitrogen availability and corn. *Agron. J.* 94:501-508
- Kuo, S; UM Sainju & EJ Jellum. 1997a. Winter cover cropping influence on nitrogen in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:1392-1399
- Kuo, S; UM Sainju & EJ Jellum. 1997b. Winter cover crop effects on soil organic carbon and carbohydrate in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:145-152
- Lindsay, WL. 1979. *Chemical equilibria in soils*. John Wiley & Sons, New York, NY, 449 pp.
- Mc Vay, KA; DE Radcliffe & WL Hargrove. 1989. Winter legume effects on soil properties and nitrogen fertilizer requirements. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:1856-1862
- McNeill, A & M Unkovich. 2007. The nitrogen cycle in terrestrial ecosystems. P 37-64. In "Nutrient cycling in terrestrial ecosystems". Eds. Marschner P & Z Rengel.
- Mengel, K & D Steffens. 1982. Beziehung zwischen kationen/anionen-aufnahme von rotklee und protonenabscheidung der wurzeln. *Z. Pflanzenernähr Bodenkd.* 145, 229–236.
- Miguez, F & GA Bollero. 2006. Winter cover crops in Illinois: evaluation of ecophysiological characteristics of corn. *Crop Sci.* 46:1536-1545
- Miguez, F, M Villamil, S Crandall, M Ruffo & GA Bollero. 2009. Los efectos de los cultivos de cobertura sobre los rendimientos de maíz. *Simposio Fertilidad 2009*. IPNI, Rosario.
- Mitchell, WH & MR Teel. 1977. Winter-annual cover crops for no tillage corn production. *Agron. J.* 69:569-573
- Mulvaney, RL. 1996. Nitrogen Inorganic forms. P 1123-1184. En: *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. Sparks DL (Eds.), SSSA-ASA, Madison, Winsconsin, USA.
- Munawar, A; RL Blevins; WW Frye & MR Saul. 1990. Tillage and cover crop management for soil water conservation. *Agron. J.* 82: 773-777
- Odhiambo, JJO & AA Bomke. 2001. Grass and legume cover crop effects on dry matter and nitrogen accumulation. *Agron. J.* 93:299-307
- Paul, KI; AS Black & MK Conyers. 2001. Effect of plant residue return on the development of surface soil pH gradients. *Biol. Fertil. Soils* 33:75-82

- Pederson, GA; GE Brink & TE Fairbrother. 2002. Nutrient uptake in plant parts of sixteen forages fertilized with poultry litter: nitrogen, phosphorus, potassium, copper, and zinc. *Agron. J.* 94:895-904
- Pieters, AJ. 1927. *Green manuring. Principles and practice.* John Wiley & Sons, New York.
- Piper, CV & R McKee. 1915. *Vetches.* Farmer's Bulletin 515. US Department of Agriculture
- Pocknee, S & ME Sumner. 1997. Cation and nitrogen contents of organic matter determine its soil liming potential. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:86-92
- Quiroga A, R Fernández, D Funaro & N Peinemann. 2008. Materia orgánica en Molisoles de la región semiárida pampeana. Influencia sobre propiedades físicas y productividad. P 97-116. En "Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina". Ed. JA Galantini. Editorial de la Universidad Nacional del Sur.
- Quiroga, A; R Fernández; I Frasier & C Scianca. 2009. Cultivos de cobertura. Análisis de su inclusión en distintos sistemas de producción. Jornadas Nacionales Sistemas productivos sustentables: fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura. Bahía Blanca, 10 y 11 de agosto de 2009.
- Ranells, NN & MG Wagger. 1996. Nitrogen release from grass and legume cover crop monocultures and bicultures. *Agron. J.* 88:777-782
- Reeves, DW. 1994. Cover crops and rotations. P 125-172. En Hatfield, JL y BA Stewart (Eds.) *Crops residue management.* CRC Press, Boca Raton, FL.
- Reinbott, TM; SP Conley & DG Blevins. 2004. No-tillage corn and grain sorghum response to cover crop and nitrogen fertilization. *Agron. J.* 96:1158-1163
- Renzi, JP & MA Cantamutto. 2007. Efecto de la densidad de siembra sobre la producción de forraje de *Vicia sativa* L. y *Vicia villosa* Roth. consociada con *Avena sativa* L. *Revista Argentina de Producción Animal.* 27(1): 153-154.
- Renzi, JP & MA Cantamutto. 2008. Producción de forraje de *Vicia villosa* Roth. y *Vicia sativa* L. en siembras puras y en mezcla con *Avena sativa* L. *Revista Argentina de Producción Animal* 28:412-413. 31° Congreso Argentino de Producción Animal. Potrero de los Funes, San Luis.
- Renzi, JP. 2008. Cobertura y producción de biomasa de cultivares y poblaciones de *Vicia spp.* *Revista Argentina de Producción Animal* 28:411-412. 31° Congreso Argentino de Producción Animal. Potrero de los Funes, San Luis.
- Restovich, SB; AE Andriulo & C Améndola. 2008. Definición del momento de secado de diferentes cultivos de cobertura en la secuencia soja maíz. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. AACS. Potrero de los Funes, San Luis. 13 al 16 de mayo de 2008.
- Rivas, JC & R Matarazzo. 2009. Evaluación de materiales normales de maíz. EEA Ascasubi 2008/2009. <http://www.inta.gov.ar/ascasubi/info/documentos/econ/ecrmaiz09.pdf>

- Robson, AD & LK Abbott. 1989. The effect of soil acidity on microbial activity in soils. In: Robson, A.D. (Ed.), *Soil Acidity and Plant Growth*. Academic Press Australia, Sydney, pp. 139–165.
- Rochester, I & M Peoples. 2005. Growing vetches (*Vicia villosa* Roth) in irrigated cotton systems: inputs of fixed N, N fertilizer savings and cotton productivity. *Plant and Soil* 271:251-264
- Ruffo, ML & AT Parsons. 2004. Cultivos de cobertura en sistemas agrícolas. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* N°21
- Ruffo, ML. 2003. Factibilidad de inclusión de cultivos de cobertura en Argentina. En *Actas del XI Congreso Nacional de AAPRESID*.
- Sainju, UM & BP Singh. 1997. Winter cover crops for sustainable agricultural systems: influence on soil properties, water quality and crop yields. *HortScience*, Vol. 32 (1)
- Sainju, UM; HH Schomberg; BP Singh; WF Whitehead; PG Tillman & SL Lachnicht-Weyers. 2007a. Cover crop effect on soil carbon fractions under conservation tillage cotton. *Soil & Tillage Research* 96:205-218
- Sainju, UM & BP Singh. 2008. Nitrogen storage with cover crops and nitrogen fertilization in tilled and nontilled soils. *Agron. J.* 100:619-627
- Sainju, UM y BP Singh. 2001. Tillage, cover crop, and kill-planting date effects on corn yield and soil nitrogen. *Agron. J.* 93 : 878-886
- Sainju, UM; BP Singh; WF Whitehead y S Wang. 2007b. Accumulation and crop uptake of soil mineral nitrogen as influenced by tillage, cover crops, and nitrogen fertilization. *Agron. J.* 99:682-691
- Sarandón, S. (Ed). 2002. *Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable*. E.C.A. Ediciones Científicas Americanas.
- Sarrantonio, M. 2003. Soil response to surface-applied residues of varying carbon-nitrogen ratios. *Biol. Fertil. Soils* 37:175-183
- Schomberg HH; PB Ford & WL Hargrove. 1994. Influence of crop residues on nutrient cycling and soil chemical properties. In *Managing Agricultural Residues*. Ed. P. Unger. Chapter 6 pp 100-116
- Scianca, C; C Álvarez; M Barraco; A Quiroga & P Zalba. 2008. Cultivos de cobertura en un argiudol típico del noroeste bonaerense. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. AACCS. Potrero de los Funes, San Luis. 13 al 16 de mayo de 2008.
- Senigagliesi, C & C Torres. 1976. Influencia de algunas rotaciones con leguminosas anuales en el rendimiento de maíz. P 221. IDIA, Suplemento N°32.
- Seo, JH, JJ Meisinger & H Lee. 2006. Recovery of nitrogen-15-labeled hairy vetch and fertilizer applied to corn. *Agron. J.* 98:245-254
- Shipley, PR; JJ Meisinger & AM Decker. 1992. Conserving residual corn fertilizer nitrogen with winter cover crops. *Agron. J.* 84:869-876
- Six, J; P Callewaer; S Lenders; EG Gregorich & K Paustian. 2002. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:1981-1987
- Smith, MS; WW Frye & JJ Varco. 1987. Legume winter cover crops. *Adv. Soil Sci.* vol.7

- Snapp, SS; SM Swinton; R Labarta; D Mutch; JR Black; R Leep; J Nyiraneza & K O'Neil. 2005. Evaluating cover crops for benefits, costs and performance within cropping systems niches. *Agron. J.* 97:322-332
- SSSA. 1997. Glossary of soils science terms. Soil Science Society of America, Madison
- Studdert, GA; G Domínguez; M Eiza; C Videla y H Echeverría. 2007. Materia orgánica particulada y su relación con la fertilidad nitrogenada en el sudeste bonaerense. P 53-70. En "Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina". Ed. JA Galantini. Editorial de la Universidad Nacional del Sur.
- Stute, JK & JL Posner. 1995. Synchrony between legume nitrogen release and corn demand in the upper Midwest. *Agron. J.* 87:1063-1069
- Sustainable Agriculture Network. 1998. Managing cover crops profitably. Third edition. Ed. A Clark
- Tang, C. 1999. Soil acidification under legumes – an Australian viewpoint. <http://nates.psu.ac.th/Link/SoilCongress/bdd/symp43/1681-t.pdf>
- Tang, C & Q Yu. 1999. Impact of chemical composition of legume residues and initial soil pH on pH change of a soil after residue incorporation. *Plant and Soil* 215: 29-38
- Tang, C; C Sparling; CDA McLay & C Raphael. 1999. Effect of short-term legume residue decomposition on soil acidity. *Australian Journal of Soil Research* 37: 561-573
- Teasdale, JR & AA Abdul-Baki. 1998. Comparison of mixtures vs. monocultures of cover crops for fresh-market tomato production with and without herbicide. *HortScience* 33 (7) 1163-1166
- Unger, PW & MF Vigil. 1998. Cover crop effects on soil water relationships. *Journal of Soil and Water Conservation* 53 (3)
- Utomo, M.; WW Frye & RL Blevins. 1990. Sustaining soil nitrogen for corn using hairy vetch cover crop. *Agronomy Journal* 82:979-983
- Vanzolini, JI; JP Renzi; JM Martínez & O Reinoso. 2010. Efecto de la fecha de siembra sobre la producción de materia seca y la acumulación de N en *Vicia villosa* Roth. como cultivo de cobertura. *Actas del XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.*, Rosario, Santa Fe.
- Vaughan, JD & GK Evanylo. 1998. Corn response to cover crop species, spring desiccation time, and residue management. *Agron. J.* 90:536-544
- Wagger, MG. 1989a. Cover crop management and nitrogen rate in relation to growth and yield of no-till corn. *Agron. J.* 81:533-538
- Wagger, MG. 1989b. Time of desiccation effects on plant composition and subsequent nitrogen release from several winter annual cover crops. *Agron. J.* 81:236-241
- Wagger, MG; ML Cabrera & NN Ranells. 1998. Nitrogen and carbon cycling in relation to cover crop residue quality. *Journal of Soil and Water Conservation* 53 (3)
- Wilke, BJ & SS Snapp. 2008. Winter cover crops for local ecosystems: linking plant traits and ecosystems function. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 88: 551-557

- Xu, RK & DR Coventry. 2003. Soil pH changes associated with lupin and wheat plant materials incorporated in a red-brown earth soil. *Plant and Soil* 250:113-119
- Xu, JM; C Tang & Z Chen. 2006. The role of plant residues in pH change of acid soils differing in initial pH. *Soil Biology & Biochemistry* 38:709-719
- Yan, F; S Schubert & K Mengel. 1996a. Soil pH increase due to biological decarboxilation of organic anions. *Soil Biology & Biochemistry* 28:617-624
- Yan, F; S Schubert & K Mengel. 1996b. Soil pH changes during legume growth and application of plant material. *Biol. Fertil. Soils* 23: 236–242.
- Yan, F & S Schubert. 2000. Soil pH changes after application of plant shoot materials of faba bean and wheat. *Plant and Soil* 220:279-287

ANEXO

Tabla 1. Características de los suelos presentes en los ensayos.

		Datos analíticos del perfil C-56 RP		
HORIZONTE		A1	AC	C
Profundidad de la muestra (cm)		2-23	27-67	72-130
Factor de humedad		1,01	1,01	1,01
Materia Orgánica	Carbono orgánico (%)	0,71	0,48	-
	Nitrógeno total (%)	0,08	0,06	-
	Relación C/N	9	8	-
Textura en %	Arcilla (< 2 μ)	16,4	17,1	12,6
	Limo (2-20 μ)	8,1	6,5	7,8
	Limo (2-50 μ)	16,4	16,3	18,4
	Arena muy fina 1 (50-74 μ)	22,3	13,1	22,8
	Arena muy fina 2 (74-100 μ)	21,0	28,9	20,7
	Arena fina (100-250 μ)	23,2	24,1	22,9
	Arena media (250-500 μ)	0,2	0,1	0,1
	Arena gruesa (500-1000 μ)	0,3	0,3	0,4
	Arena muy gruesa (1000-2000 μ)	0,2	0,1	0,1
CaCO ₃ (%) V		0,0	vest (n)	2,0
Equivalente de humedad (%)		12,4	12,2	13,0
Resistencia de la pasta (Ohms/cm)		3.720	5.115	5.859
pH en pasta		6,7	7,7	8,0
pH en H ₂ O (1:2,5)		7,0	8,0	8,2
pH en 1N KCl		5,6	6,9	7,1
Cationes de cambio (me/100g)				
Ca ⁺⁺		12,2	-	-
Mg ⁺⁺		4,0	-	-
Na ⁺		0,3	0,4	0,8
K ⁺		1,8	1,4	1,2
% Na ⁺ en cambio del v. T		-	-	5
% agua de saturación		47	43	42
Valor S (me/100g)		18,2	-	-
H de cambio (me/100g)		3,0	-	-
Valor T (me/100g) NH ₄ ⁺ o Na ⁺		19,2	16,2	16,2
% de saturación de T		95	-	-
% de saturación de S + H		85	-	-

Tabla 2. Valores de humedad en porcentaje a distintas tensiones para suelos de la serie San Adolfo (Flores, 1971).

Serie	Atmósferas						CAU (mm)
	1/10	1/3	1/5	3	10	15	
San Adolfo	11,4	8	6,6	6	5,2	5,4	84

Tabla 3. Análisis de varianza entre año y momento de secado para las variables medidas en los CC de vicia villosa.

	Rendimiento de MS	Concentración de N	Contenido Total de N
Año	**	ns	**
Momento de secado	***	*	**
Año x Momento	ns	ns	ns

*, **, ***: Significativos a niveles de probabilidad de 0,05; 0,01 y <0,001

Tabla 4. Análisis de varianza de la concentración de C y la relación C:N de los residuos de CC de vicia secados en distinto momento.

CC	Año 2006		Año 2007	
	C (%)	Relación C:N	C (%)	Relación C:N
	ns	*	ns	ns

*, **, ***: Significativos a niveles de probabilidad de 0,05; 0,01 y <0,001

Tabla 5. Análisis de varianza de la producción de MS y el contenido total de N de los CC de vicia y el CC de avena.

	Rendimiento de MS	Contenido Total de N
Año	**	**
CC	***	***
Año x CC	ns	ns

*, **, ***: Significativos a niveles de probabilidad de 0,05; 0,01 y <0,001

Tabla 6. Análisis de varianza del N disponible a la siembra del maíz en las dos profundidades estudiadas y en el total del estrato, entre los diferentes antecesores.

CC	Año 2006			Año 2007		
	<i>0-0,2 m</i>	<i>0,2-0,6 m</i>	<i>0-0,6 m</i>	<i>0-0,2 m</i>	<i>0,2-0,6 m</i>	<i>0-0,6 m</i>
	***	ns	**	ns	*	*

*, **, ***: Significativos a niveles de probabilidad de 0,05; 0,01 y <0,001

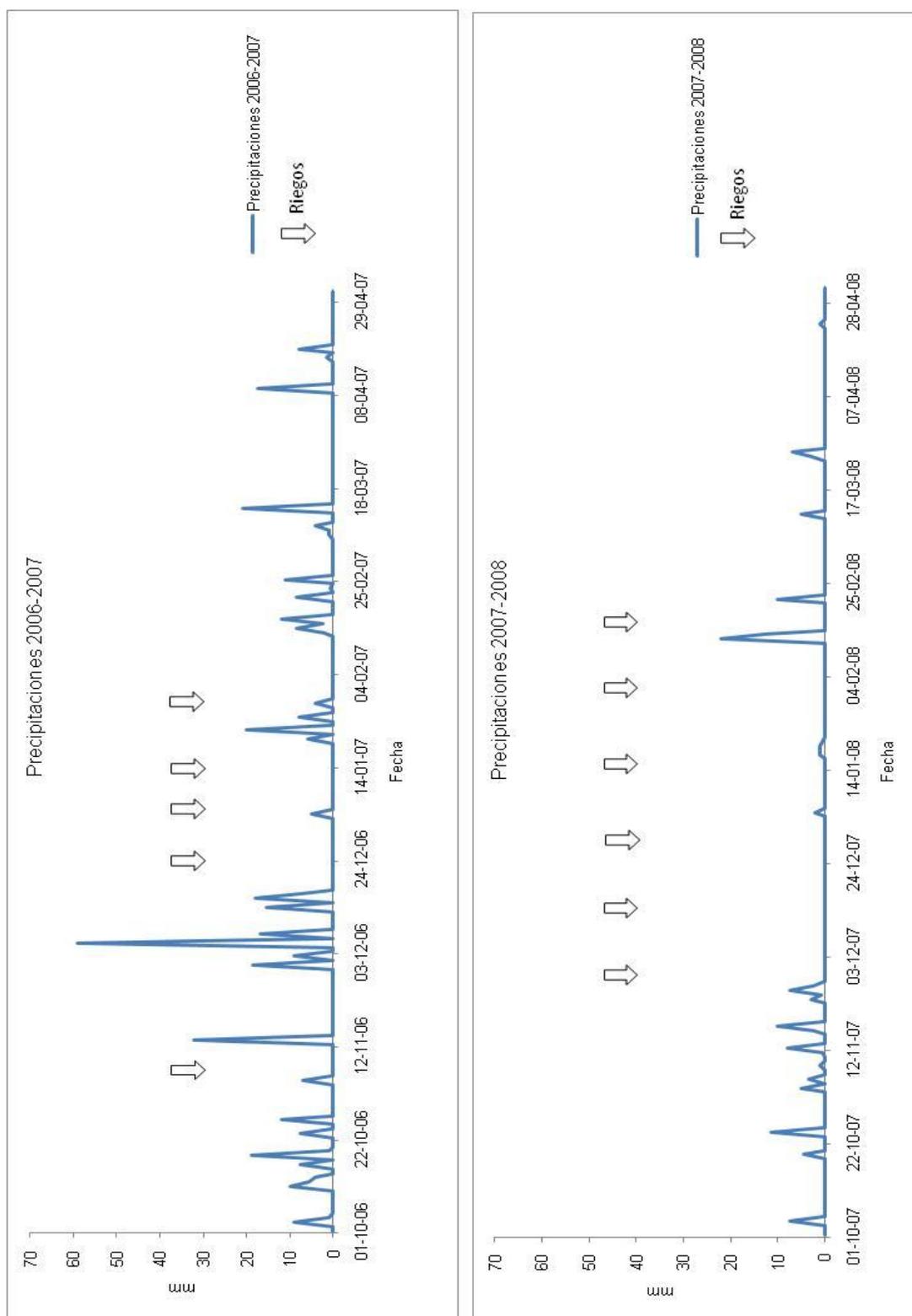


Figura 1. Distribución de precipitaciones y riegos desde octubre a fines de abril en los ciclos 2006-2007 y 2007-2008.

Tabla 7. Análisis estadístico de los datos de producción de materia seca a cosecha de ambos años de experiencia y de cada uno por separado.

ANOVA			
	Promedio	2006-7	2007-8
Año	ns	-	-
Antecesor	ns	ns	*
Dosis	***	***	***
Año*Antecesor	**	-	-
Año*Dosis	ns	-	-
Antecesor*Dosis	ns	ns	ns
Año*Ant*Dosis	ns	-	-

*, **, ***: Significativos a niveles de probabilidad de 0,05; 0,01 y <0,001

Tabla 8. Análisis de varianza del rendimiento de maíz de ambos años y de cada uno por separado.

ANOVA			
	Promedio	2006-7	2007-8
Año	ns	-	-
Antecesor	**	ns	*
Dosis	***	***	***
Año*Antecesor	*	-	-
Año*Dosis	ns	-	-
Antecesor*Dosis	ns	*	ns
Año*Ant*Dosis	ns	-	-

*, **, ***: Significativos a niveles de probabilidad de 0,05; 0,01 y <0,001

Tabla 9. Análisis de varianza del contenido de N en la biomasa para los dos ciclos y cada uno de ellos por separado.

ANOVA			
	Promedio	2006/07	2007/08
Año	ns	-	-
Antecesor	ns	ns	ns
Dosis	***	***	***
Año*Antecesor	ns	-	-
Año*Dosis	*	-	-
Antecesor*Dosis	ns	*	ns
Año*Ant*Dosis	ns	-	-

*, **, ***: Significativos a niveles de probabilidad de 0,05; 0,01 y <0,001

Tabla 10. Contrastes ortogonales entre antecesores para las variables rendimiento de maíz y nitrógeno en la materia seca.

Contrastes	Año							
	2006-7				2007-8			
	Dosis de N (kg N ha ⁻¹)							
	0	69	138	207	0	69	138	207
	Rendimiento				Nitrógeno en MS			
Av-T vs. VTe-VMe-VTa	**	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns
VMe-VTa vs. VTe	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns
VMe vs. VTa	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
Av vs. T	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Av-T vs. VTe-VMe-VTa	**	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns
VMe-VTa vs. VTe	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
VMe vs. VTa	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Av vs. T	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

*, **, ***: Significativos a niveles de probabilidad de 0,05; 0,01 y <0,001

Tabla 11. Análisis de varianza de los efectos de las dosis de residuo agregadas y el tiempo de incubación sobre el Pe y el pH del suelo.

Tratamiento	gl	pH	Pe
<i>A</i> ₁			
Tiempo	4	***	***
Dosis	5	***	***
Tiempo * Dosis	20	**	***
<i>C</i> ₁			
Tiempo	4	***	**
Dosis	5	***	***
Tiempo * Dosis	20	***	ns

*, **, ***: Significativos a niveles de probabilidad de 0,05; 0,01 y <0,001

Tabla 12. Análisis de varianza de los datos de A₁ y C₁ con diferentes cantidades de residuos de vicia y avena.

Suelo	gl	pH	Pe
A ₁			
Tiempo	2	***	***
Dosis	2	***	***
Residuo	1	***	***
Tiempo * Dosis	4	***	***
Tiempo * Residuo	2	***	Ns
Dosis * Residuo	2	***	***
Tiempo*Dosis*Residuo	4	***	**
C ₁			
Tiempo	2	***	***
Dosis	2	***	***
Residuo	1	***	***
Tiempo * Dosis	4	***	Ns
Tiempo * Residuo	2	Ns	Ns
Dosis * Residuo	2	***	***
Tiempo*Dosis*Residuo	4	Ns	Ns

*, **, ***: Significativos a niveles de probabilidad de 0,05; 0,01 y <0,001

Tabla 13. Análisis de varianza de los efectos de las dosis de residuo agregadas y el tiempo de incubación sobre el Pe y el pH de diez suelos.

	ANOVA									
	A ₁	A ₂	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	C ₆	O	Cg
	pH									
Dosis (D)	***	***	***	*	***	***	***	***	***	***
Tiempo (T)	***	***	***	**	***	***	***	***	***	***
D*T	**	ns	**	*	**	***	***	***	***	***
	Pe									
Dosis (D)	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Tiempo (T)	***	***	ns	**	*	***	***	ns	**	**
D*T	***	ns	ns	***	**	***	***	ns	ns	ns

*, **, ***: Significativos a niveles de probabilidad de 0,05; 0,01 y <0,001