



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE DOCTOR EN AGRONOMÍA

EFICIENCIA DE USO Y BALANCE DE NITRÓGENO EN SISTEMAS
CON TRIGO DEL SUR BONAERENSE: DINÁMICA EN EL SUELO Y
NUTRICIÓN DEL CULTIVO

JUAN MANUEL MARTÍNEZ

BAHIA BLANCA

ARGENTINA

2015

PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Agronomía, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el ámbito del Laboratorio de Suelos, Plantas y Ambiente (LabSPA, CERZOS- Departamento de Agronomía, UNS) y el CERZOS-Conicet durante el período comprendido entre el 10 de noviembre de 2010 y el 25 de noviembre de 2014, bajo la dirección del Dr. Juan Alberto Galantini perteneciente a la Comisión de Investigaciones Científicas (Cerzos-UNS).

Juan Manuel Martínez



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el/..../..... , mereciendo la calificación de(.....)

*Dedico esta Tesis a mi
familia y a mis amigos*

Agradecimientos

- Al Dr. Juan Alberto Galantini, por su invaluable ayuda, enseñanzas y estímulo, por brindarme la libertad de expresar mis ideas y por su amistad.
- A mis padres Hilda y Daniel, y mi futura esposa Lucía por ser grandes sostenes en mi vida y erigirme siempre hacia el éxito.
- A la Ing. Agr. (Mag) María Rosa Landriscini por su amistad, sus enseñanzas, ayuda incondicional en los ensayos y en laboratorio y la corrección de manuscritos.
- A la Ing. Agr. (Mag) María de las Mercedes Ron por su amistad, comprensión, ayuda y el tiempo permitido para poder cumplir el objetivo.
- A Matías Duval, Fernando “Cartukio” López, Carlos Cardoso, Roberto Kiessling, Cecilia Costantino, Corina Cerda, Luciano Baraldi y Gabriela Minoldo, por su amistad, complicidad en todos los ámbitos y los momentos compartidos.
- A mis compañeros y amigos del LabSPA y de la cátedra de química se suelos: Lic. (Mag). Ana María Miglierina, Ing. Agr. Julio Iglesias, Lic. (Mag) Lilita Suñer, Lic. Silvia Canelo y Lic. (Mag) Gabriela Laurent, Dr. Fabiana Limbozzi, Lic. Juan Carlos Gasparoni, Lic. Alejandra Barrios, Tec. Cecilia Costantino, Tec. Luciano Baraldi y Tec. Ramiro García, por todos los momentos compartidos.
- A mis amigos de la cátedra de fertilidad de suelos: Lic. María Ester Mandolesi, Tec. Romina Storniolo y Tec. Aldana Lucchi, por las enseñanzas y el constante apoyo para concluir este trabajo.
- A la Tec. Corina Cerda, Tec. Cecilia Costantino y a la Ing. Agr. Daiana Huespe, por su ayuda en las determinaciones de laboratorio y viajes al campo.
- Al Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur, al Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS) y a la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC) por brindarme esta posibilidad.
- A los productores de la Regional Aapresid- Bahía Blanca y Profertil S.A. por su predisposición y cooperación durante todos los momentos de muestreo y también por el financiamiento de este trabajo.

Organización de la Tesis

La presente tesis fue organizada en capítulos que analizan la dinámica del nitrógeno en el sistema suelo-planta. Cuenta con una introducción general, hipótesis y objetivos del estudio y desarrolla diferentes enfoques relacionados con esta dinámica, los cuales se detallan a continuación: poder comprender y estimar la mineralización potencial de los suelos (**Capítulo I**); utilizar a la mineralización medida a campo en suelos de ambientes semiáridos y subhúmedos para calibrar los índices rápidos de mineralización (**Capítulo II**); verificar si las aplicaciones de nitrógeno en estadios vegetativos del trigo favorecen la eficiencia en el uso del nitrógeno y del agua (**Capítulo III**), comprobar si mediante la utilización de un clorofilómetro se puede predecir el rendimiento, el nitrógeno absorbido por el trigo y estimar las eficiencias de N (**Capítulo IV**) y por último conocer como es la dinámica de este nutriente en el suelo y en la planta bajo dos sistemas de labranza contrastantes (**Capítulo V**). Finalmente se presentan las principales contribuciones del estudio y las consideraciones finales (**Capítulo VI**).

RESUMEN

Optimizar la fertilización nitrogenada en regiones con precipitaciones escasas y variables es difícil, ya que demanda conocer la dinámica del nitrógeno (N) en el sistema suelo-planta bajo siembra directa (SD). Por ello, la hipótesis general fue: en estas regiones la eficiencia de uso del N (EUN) varía con la disponibilidad hídrica y la eficiencia de la fertilización, se puede mejorar conociendo el aporte de N de las fracciones orgánicas lábiles. El objetivo general fue evaluar la EUN en diferentes condiciones edafoclimáticas y estimar la cantidad y origen del N proveniente de la descomposición de la materia orgánica. Para ello, se realizaron 18 ensayos de fertilización combinando dosis y momentos, desde 2004 hasta 2012, en dos ambientes climáticos. Asimismo, se evaluó la mineralización aparente de N, en 78 lotes agrícolas con más de 10 años bajo SD durante 2010 y 2011, con el objetivo de hallar indicadores edáficos de la mineralización y del cultivo. Se pudo comprobar la importancia de las fracciones más lábiles del carbono y del N orgánico sobre el N potencialmente mineralizable de incubaciones de largo plazo en laboratorio. El C de la fracción particulada fina (COPf) podría ser un mejor índice de la mineralización de N que el carbono orgánico particulado total (COPt). El N anaeróbico (Nan) fue el índice más relacionado con la mineralización de N, sin embargo, el uso de los índices rápidos junto con los parámetros del suelo mejoró la predicción de la mineralización aparente. La aplicación de N al macollaje estuvo supeditada a la condición climática del año en particular. Sólo se detectaron mayores rendimientos con la dosis al macollaje -en el ambiente semiárido- en el año donde las precipitaciones superaron ampliamente a la media histórica. Para el ambiente subhúmedo no se encontró ningún efecto diferencial del N aplicado en estados vegetativos del cultivo. El clorofilómetro fue un indicador promisorio del N cosechado, sin embargo, no sería una herramienta certera para predecir el N del grano de trigo. Además, se comprobó que las lecturas de Spad junto con el N disponible predijeron mejor las eficiencias del uso del N y la eficiencia fisiológica. La SD mejoró todas las fracciones orgánicas de N. Si bien el Nan no estuvo asociado al N absorbido en madurez fisiológica, presentó diferencias entre sistemas de labranzas, siendo indicador de la fertilidad potencial, no necesariamente asociado con el rendimiento.

ABSTRACT

Optimizing nitrogen fertilization in regions with low and variable rainfall is difficult, because it demand to know the nitrogen (N) dynamics in the soil-plant system under no-tillage (SD). Therefore, the general hypothesis was: the N use efficiency (EUN) varies with water availability and efficiency of fertilization can be improved by knowing N supply of labile organic fractions. The overall aim was to evaluate the EUN in different soil and climatic conditions and estimate the amount and origin of N from the decomposition of soil organic matter. From 2004 to 2012, 18 trials were conducted combining fertilization rates and timing in several fields. Also, during 2010 and 2011 the apparent N mineralization was evaluated in 78 agricultural fields, with more than 10 years under SD with the aim of finding soil mineralization and crop indicators. The importance of the more carbon and N labile fractions on potentially N mineralization, determined in long-term incubations was proved. Carbon of fine particulate fraction (COPf) might be a better index N mineralization than the total particulate organic carbon (COPt). Anaerobic N (Nan) was the most related index to N mineralization; however, the use of rapid indexes with soil parameters improved the prediction of apparent N mineralization. Only higher yields were detected by N at tillering -in semiarid environment- where rainfall year exceeded the historical average. In subhumid environment was not found differential effect with N applied at vegetative stages. The chlorophyll meter was a promising indicator of N uptake, however, would not be an accurate tool for predicting the N grain. Furthermore, was found that Spad readings with available N improved the prediction of EUN and physiological efficiency. The SD improved all N organic fractions. Although Nan was not associated with the N uptake at harvest, showed differences between tillage systems, being indicator of potential fertility, not necessarily associated with crop yield.

Certifico que fueron incluidos los cambios y correcciones sugeridas por los jurados.

Dr. Juan A. Galantini

Índice de contenidos

| | |
|--|-----------|
| Introducción general | 1 |
| Ciclo del nitrógeno | 3 |
| Disponibilidad de nitrógeno | 4 |
| La materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes | 5 |
| Problemática planteada | 7 |
| Hipótesis General | 7 |
| Objetivos | 7 |
| Objetivos generales: | 7 |
| Objetivos específicos: | 7 |
| Capítulo I | 9 |
| Mineralización de nitrógeno en Molisoles con trigo bajo siembra directa del Sudoeste bonaerense | 9 |
| 1. Introducción | 10 |
| 2. Materiales y métodos | 15 |
| 2.1. Descripción del sitio, muestreo del suelo y las plantas | 15 |
| 2.2. Análisis químicos y físicos | 16 |
| 2.3. Fraccionamiento físico del suelo por tamaño de partícula | 17 |
| 2.4. Mineralización de nitrógeno | 18 |
| 2.5. Análisis estadístico | 23 |
| 3. Resultados y Discusión | 24 |
| 3.1. Características de los suelos | 24 |
| 3.2. Mineralización de nitrógeno de los suelos | 25 |
| 3.3. Índices de mineralización de nitrógeno | 28 |
| 3.4. Relaciones entre los índices de mineralización de nitrógeno | 33 |
| 3.5. Relaciones entre los índices de mineralización de N y las propiedades edáficas | 37 |
| 3.6. Predicción del nitrógeno potencialmente mineralizable del método aeróbico de largo plazo | 39 |
| 4. Conclusiones | 42 |
| Capítulo II | 42 |
| Mineralización a campo e índices de mineralización | 43 |
| 1. Introducción | 44 |
| 2. Materiales y Métodos | 48 |
| 2.1. Descripción del sitio, muestreo del suelo y las plantas | 48 |
| 2.2. Análisis químicos y físicos | 50 |
| 2.3. Carbohidratos | 52 |
| 2.4. Índices de mineralización de nitrógeno | 52 |

| | | |
|---|--|------------|
| 2.5. | Análisis estadístico _____ | 52 |
| 3. | Resultados y Discusión _____ | 53 |
| 3.1. | Mineralización aparente de nitrógeno y los índices de disponibilidad _____ | 53 |
| 3.2. | Relaciones entre mineralización aparente de nitrógeno y los índices de disponibilidad _____ | 56 |
| 3.3. | Relaciones entre la mineralización aparente e índices de mineralización de nitrógeno con las fracciones orgánicas. _____ | 57 |
| 3.4. | Estimación de la mineralización aparente utilizando los índices de mineralización de nitrógeno. _____ | 62 |
| 3.5. | Estimación de la mineralización aparente utilizando componentes principales _____ | 65 |
| 3.6. | Utilización de los índices de mineralización y atributos del suelo para la estimación del rendimiento y cosecha de nitrógeno del cultivo. ____ | 70 |
| 4. | Conclusiones _____ | 75 |
| Capítulo III _____ | | 76 |
| Eficiencias de nitrógeno y del agua para trigo en suelos del Sudoeste bonaerense _____ | | 76 |
| 1. | Introducción _____ | 77 |
| 2. | Materiales y Métodos _____ | 81 |
| 2.1. | Descripción del sitio, muestreo del suelo y las plantas _____ | 81 |
| 2.2. | Análisis químicos y físicos _____ | 81 |
| 2.3. | Parámetros de rendimiento y componentes de calidad _____ | 82 |
| 2.4. | Eficiencias de nitrógeno _____ | 83 |
| 2.5. | Análisis estadístico _____ | 83 |
| 3. | Resultados y Discusión _____ | 84 |
| 3.1. | Condiciones climáticas _____ | 84 |
| 3.2. | Productividad del cultivo de trigo, componentes del rendimiento y de calidad _____ | 86 |
| 3.3. | Eficiencia del uso del fertilizante y recuperación aparente del nitrógeno _____ | 99 |
| 3.3 | Eficiencia del uso del nitrógeno y del agua _____ | 101 |
| 3.5. | Influencia de las precipitaciones en las principales variables estudiadas _____ | 105 |
| 4. | Conclusiones _____ | 111 |
| Capítulo IV _____ | | 112 |
| Diagnóstico de la fertilidad nitrogenada con otras tecnologías: uso del clorofilómetro _____ | | 112 |
| 1. | Introducción _____ | 113 |
| 2. | Materiales y Métodos _____ | 116 |

| | | |
|---|---|------------|
| 2.1. | Experiencia I _____ | 116 |
| 2.2. | Experiencia II _____ | 120 |
| 2.3. | Análisis estadístico _____ | 121 |
| 3. | Resultados y discusión _____ | 122 |
| 3.1. | Experiencia I _____ | 122 |
| 3.2. | Experiencia II _____ | 135 |
| 4. | Conclusiones _____ | 149 |
| Capítulo V _____ | | 150 |
| Dinámica del nitrógeno y sus formas lábiles en el suelo y planta bajo dos sistemas de labranza _____ | | 150 |
| 1. | Introducción _____ | 151 |
| 2. | Materiales y métodos _____ | 155 |
| 2.1 | Sitio de estudio _____ | 155 |
| 2.2 | Análisis físicos y químicos de los suelos _____ | 157 |
| 2.3. | Nitrógeno anaeróbico (Nan) _____ | 158 |
| 2.4. | Fraccionamiento físico por tamaño de partícula y fracciones orgánicas _____ | 158 |
| 2.5. | Nitrógeno absorbido por el cultivo _____ | 158 |
| 2.6. | Análisis estadístico _____ | 158 |
| 3. | Resultados y discusión _____ | 159 |
| 3.1 | Condiciones climáticas y productividad _____ | 159 |
| 3.3. | Concentración y contenido del nitrógeno orgánico _____ | 162 |
| 3.4. | Contenido de nitrógeno anaeróbico _____ | 163 |
| 3.5. | Nitrógeno en las fracciones orgánicas _____ | 166 |
| 3.6. | Relaciones carbono-nitrógeno de las diferentes fracciones _____ | 167 |
| 3.7. | Relaciones entre el nitrógeno anaeróbico, el nitrógeno absorbido por el cultivo, carbono, nitrógeno y las relaciones carbono-nitrógeno. _____ | 169 |
| 4. | Conclusiones _____ | 174 |
| Capítulo VI _____ | | 176 |
| Principales contribuciones _____ | | 176 |
| Conclusiones Generales _____ | | 176 |
| Bibliografía _____ | | 180 |

Lista de abreviaturas

| | |
|----------------------------------|--|
| C: | carbono |
| CHs: | carbohidratos solubles |
| CHt: | carbohidratos totales |
| CO: | carbono orgánico |
| COM: | carbono orgánico asociado a la fracción mineral |
| COPf: | carbono orgánico particulado fino |
| COPg: | carbono orgánico particulado grueso |
| COPt: | carbono orgánico particulado total |
| COT: | carbono orgánico total |
| DA: | densidad aparente |
| EF: | eficiencia fisiológica |
| EUA: | eficiencia del uso del agua |
| EUF: | eficiencia agronómica |
| EUN: | eficiencia del uso del nitrógeno |
| FG: | fracción gruesa (100-2000 micrones) |
| FM: | fracción media (53-100 micrones) |
| g: | grano |
| IV: | índice de verdor |
| k: | tasa de mineralización |
| LC: | labranza convencional |
| MO: | materia orgánica |
| MOP: | materia orgánica particulada |
| MS: | materia seca |
| N: | nitrógeno |
| N ₀ /N _t : | fracción activa del nitrógeno |
| N ₀ : | nitrógeno potencialmente mineralizable |
| N _{0kf} : | nitrógeno potencialmente mineralizable con la tasa fija (0,0054 semana ⁻¹) |
| N205: | nitrógeno extractable medido con longitud de onda de 205 nm |
| N260: | nitrógeno extractable medido con longitud de onda de 260 nm |
| Nabs: | nitrógeno absorbido por el cultivo en madurez fisiológica |
| Nan: | nitrógeno anaeróbico |
| Nd: | nitrógeno disponible (N inorgánico+ N fertilizante) |
| Ne: | mineralización bruta |
| Nqco: | nitrógeno lábil extraído con digestión caliente con sales de KCl |
| Nhid: | Nqco menos N inicial sin incubar |
| Ninorg.: | nitrógeno inorgánico en forma de N-nitratos |
| Nma: | mineralización aparente de N |
| Nmin: | nitrógeno mineralizado acumulado |
| N-NO ₃ : | índice de mineralización N de nitrato |
| NOPf: | nitrógeno orgánico particulado fino |
| NOPg: | nitrógeno orgánico particulado grueso |
| NOPt: | nitrógeno orgánico particulado total |
| Nt: | nitrógeno total |
| Pe: | fosforo extraíble |
| pH: | potencial Hidrógeno |
| RAN: | recuperación aparente del nitrógeno |
| RSA: | ambiente semiárido |
| RSH: | ambiente subhúmedo |
| SD: | siembra directa |
| SOB: | Sudoeste Bonaerense |
| US: | unidades spad |

Introducción general

La población a nivel mundial se encuentra en pleno crecimiento. Se cree que este incremento alcanzará los 8500 millones de personas para el año 2025. Esta creciente demanda de alimentos por parte de la población creciente intensificará la presión sobre los recursos naturales para aumentar la oferta alimentaria (Baligar et al., 2001). Esta intensificación de las actividades antropogénicas sobre los recursos está causando una continua degradación de los recursos, produciendo disminuciones en la fertilidad de los suelos. La fertilización nitrogenada ha sido una de las principales estrategias para incrementar la productividad de los cultivos (Mosier et al., 2004). Los fertilizantes son de los insumos más caros, siendo necesario incrementar la eficiencia en la aplicación de fertilizantes. Una elevada eficiencia del uso permitirá reducir costos, disminuir las pérdidas por las diferentes formas e incrementar los rendimientos de los cultivos (Jarvis et al., 1996; Rice & Havlin, 1994).

En Argentina la agricultura es de gran magnitud en términos económicos y extensión de áreas cultivadas (Abril et al., 2005), concentrándose en la región templada de la Pampa Húmeda y extendiéndose hasta zonas más frágiles, caracterizadas por precipitaciones más escasas y una estacionalidad climática más marcada. La región Pampeana es considerada uno de las áreas de mejor aptitud en el mundo para la producción agrícola (Satorre & Slafer, 1999), debido a esto, muchos de estos suelos fueron objeto de graves procesos de degradación y disminuciones importantes en su nivel original de MO (Sainz Rozas et al., 2011).

Los granos constituyen el alimento básico del 50% de la población mundial. Entre ellos trigo, cebada, maíz, arroz, cebada y soja son las de mayor consumo (Ritacco, 2003). En esta región donde se realizó el estudio son preponderantes los cultivos de invierno, principalmente trigo (*Triticum aestivum* L.) y luego cebada (*Hordeum vulgare* L.). A nivel mundial se producen alrededor de 600 millones de toneladas (t) de trigo pan. En Argentina la producción mundial de trigo es de aproximadamente 14.500.517 t (MAGPyA, 2012) La producción se concentra principalmente en las provincias de Buenos Aires, Córdoba, Santa Fe y Entre Ríos, comprendidas dentro de la denominada región Pampeana. El promedio de precipitaciones anual oscila entre 500 a 700 mm, con gran variabilidad de ocurrencia y dos picos anuales tanto en el otoño como en la primavera (Glave, 2006). Debido a estas características climáticas, en las regiones semiáridas y subhúmedas, la optimización de la aplicación de fertilizantes es difícil, debido a la errática disponibilidad de agua de las precipitaciones. En estos casos, adecuar las aplicaciones a las condiciones de fertilidad particulares y al potencial de rendimiento esperado permitiría la optimizar la fertilización. Las mejores prácticas de manejo en la nutrición de cultivos y de los fertilizantes contribuyen a estos objetivos de producción y eficiencia. El uso adecuado de fertilizantes se basa en la elección de una fuente correcta para ser aplicada en dosis, forma y momento adecuados (Roberts, 2007).

El análisis de suelo permite determinar la disponibilidad de los nutrientes en un momento dado y estimar la posible disponibilidad durante el ciclo del cultivo, mediante extractantes que simulan la dinámica en el tiempo. Por otro lado, el análisis de planta indica la habilidad de un cultivo para tomar esos nutrientes

frente a condiciones climáticas dadas. Estas herramientas de diagnóstico son útiles solamente si los procedimientos analíticos son rápidos, la interpretación de los resultados adecuada y si se utilizan en forma conjunta.

Estos aspectos están lejos de ajustarse a las necesidades del sistema productivo. Por un lado, las técnicas de laboratorio convencionales insumen mucho tiempo en la preparación y análisis de las muestras. Sumado a que no existe un extractante o método que refleje el efecto de los complejos factores que afectan la disponibilidad a lo largo del ciclo del cultivo de los nutrientes más importantes en el suelo. Por otro lado, la concentración foliar de estos nutrientes cambia permanentemente en la medida que la planta crece, necesitando numerosas y continuas calibraciones para conocer los niveles óptimos. Los errores en la detección de las deficiencias nutricionales conducen a rendimientos menores del potencial o a la aplicación innecesaria y/o excesiva de fertilizante, causando un perjuicio económico y ambiental. Solo el conocimiento de los equilibrios que regulan la disponibilidad de los nutrientes y los factores más importantes que la modifican permitirá adecuar las estrategias de fertilización. El propósito global de esta Tesis fue el de aumentar el conocimiento del rol del N dentro del ciclo biogeoquímico en el sistema suelo-planta y así poder eficientizar el uso de fertilizantes nitrogenados para mitigar en la mayor medida los problemas ambientales, sociales y económicos derivados del uso irracional de los fertilizantes.

Ciclo del nitrógeno

El ciclo global del N (**Figura 1**) describe las principales fuentes y formas de N, como así también los procesos en cuales el N es transformado en los agroecosistemas (St. Luce et al., 2011). Este reviste gran complejidad por la

gran cantidad de interacciones entre los factores del suelo y planta. Las mayores transformaciones en este ciclo biogeoquímico, son la mineralización, inmovilización y las pérdidas por las diferentes vías.

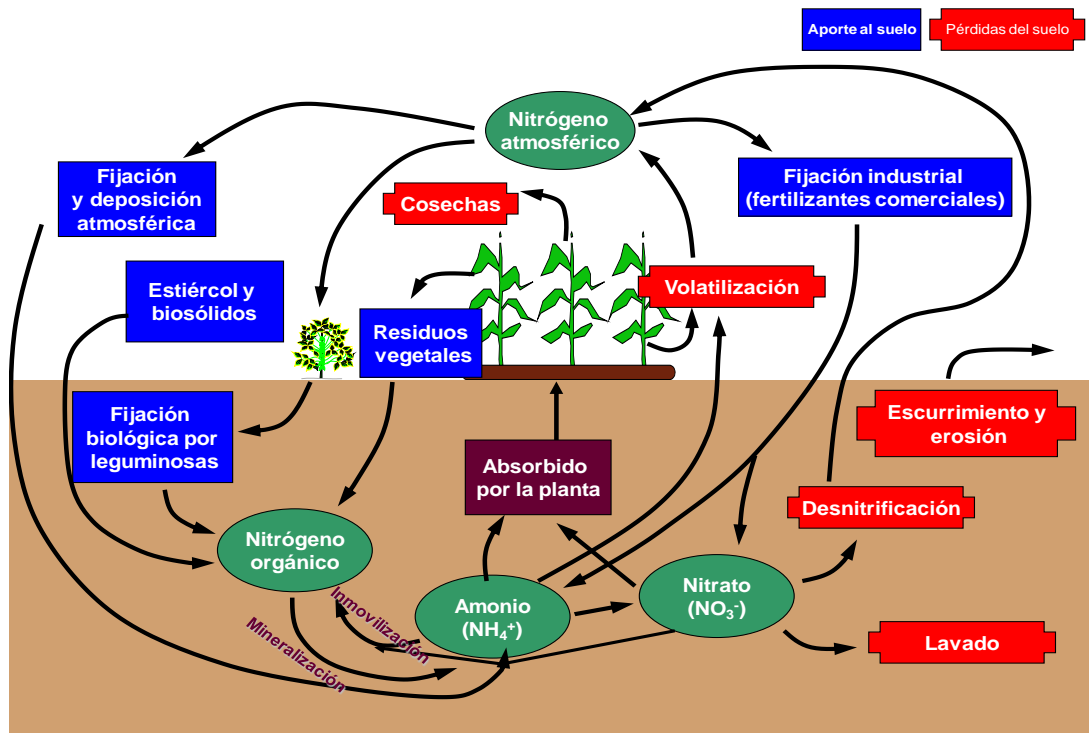


Figura 1. Ciclo del nitrógeno en un agroecosistema. Adaptado de Cabrera (2007).

Disponibilidad de nitrógeno

El N es un elemento indispensable para maximizar el rendimiento y la calidad de los cultivos. Por su dinámica, susceptibilidad a las pérdidas y altos requerimientos de las plantas, es uno de los nutrientes deficientes en forma generalizada.

Si bien la eficiencia en el uso de un nutriente se ha definido de maneras diferentes, en general trata de calificar la habilidad de un sistema para transformar un insumo en un producto (Fageria & Baligar; 2005). Estimaciones de la recuperación del N aplicado a nivel mundial (Raun & Johnson, 1999) como a nivel de parcelas (Davis et al., 2003; Fageria & Baligar, 2005)

concuerdan en valores entre el 30 y 50%. Es decir, se utiliza una pequeña parte del N que se aplica, con un gran costo económico y ambiental. Para mejorar la eficiencia se debe conocer cómo los diferentes factores ligados a la producción la modifican y de esta forma plantear estrategias tendientes a maximizarla.

La materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes

La materia orgánica (MO) está compuesta elementalmente por carbono (C), hidrógeno, oxígeno, nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S), en cantidades variables (Rosell et al., 2001; Carreira, 2005). Ella le confiere al suelo características muy particulares por el efecto que ejerce sobre sus propiedades químicas y físicas. Constituye una importante fuente de nutrientes para las plantas, proporcionando casi todo el N y una gran parte del P y del S. Puede mencionarse además su poder buffer, su efecto sobre la bioactividad y persistencia de plaguicidas, su alta capacidad de intercambio catiónico, y conforma además, un enorme depósito geoquímico de carbono (Bohn et al. 1993). Además participa activamente en la formación de la estructura del suelo (Vázquez et al., 1990; De Nobili & Maggioni, 1993; Weil & Magdoff, 2004), modificando la distribución del espacio poroso (Iglesias et al., 1998) y la actividad de los microorganismos (Van Veen et al., 1990), la resistencia a la compactación (Soane, 1990; Quiroga et al., 1999), susceptibilidad a la erosión eólica o hídrica (Cannell & Hawes, 1994), así como la dinámica y la retención de agua.

La MO y la productividad están relacionados, pero son pocos los casos en los cuales se han observado relaciones directas. Esto se debe a que el efecto sobre propiedades benéficas del suelo es generalmente indirecto, existiendo un

umbral por debajo del cual la relación con el rendimiento es más importante. Es el atributo del suelo que con más frecuencia se utiliza en los estudios de largo plazo como un indicador importante de su calidad y de su sustentabilidad agronómica (Reeves, 1997). Las diferentes fracciones orgánicas del suelo contribuyen en forma distinta a la productividad de los cultivos. En las últimas décadas han comenzado a desarrollarse estudios de separación física de la MO, tendientes a aislar la fracción menos transformada y más dinámica (Andriulo et al., 1990; Elliott & Cambardella, 1991; Gavinelli et al., 1995; Duval et al., 2013a y b). Se la ha denominado: materia orgánica “joven”, “particulada” (MOP) o “liviana”; formado principalmente por el material orgánico más joven y activo del suelo, compuesto por partículas de mayor tamaño que el humus, en forma libre en la matriz mineral (Galantini, 2001; Galantini & Suñer, 2008).

En suelos con pasturas naturales de la región semiárida Pampeana, Galantini & Rosell (1997) determinaron que los contenidos de N, P y S en la fracción más dinámica de la MO fueron de 989, 163 y 110 kg ha⁻¹, respectivamente. Es decir, la MOP representa una fuente de nutrientes muy importante, fácilmente utilizable por el cultivo dentro de los sistemas productivos que incluyen labranzas que favorecen su oxidación. Esta fracción es sensible al sistema productivo utilizado y aporta al cultivo de trigo entre 64 y 134 kg ha⁻¹ de N, mientras que el proveniente de la MO humificada oscila entre 8 y 15 kg ha⁻¹ (Galantini et al., 1992).

Algunos estudios han comenzado a utilizar estos indicadores como herramienta de diagnóstico complementando los valores de otros análisis de suelos (Quiroga et al., 2001). Sin embargo, se requiere más información para determinar el verdadero aporte de estos indicadores al diagnóstico, calibrar las

respuestas que son esperables a partir de ellos e incluirlos dentro de modelos predictivos de la respuesta a la fertilización.

Problemática planteada

La eficiencia del uso del N es baja a nivel global, por lo que gran parte de los fertilizantes nitrogenados que se aplican se pierden. En la región próxima a Bahía Blanca -lo que comprende el Sudoeste Bonaerense (SOB)- la irregularidad de las lluvias agrava el problema, principalmente por la falta de conocimiento sobre la dinámica del N en estos ambientes.

Hipótesis General

En estas regiones la eficiencia en el uso del N (EUN) varía con la disponibilidad hídrica y la eficiencia de la fertilización se puede mejorar conociendo el aporte de N de las fracciones orgánicas lábiles.

Objetivos

Objetivos generales:

El objetivo general fue evaluar la EUN en diferentes condiciones edafoclimáticas y estimar la cantidad y origen del N proveniente de la descomposición de la materia orgánica.

Objetivos específicos:

1. Estimar la mineralización de N de suelos con diferencias edáficas por diferentes metodologías.
2. Comparar diferentes indicadores edáficos de la disponibilidad del N para el trigo, en particular el proveniente de la mineralización de la MO, sea mediante estimación con extractantes químicos o por incubaciones.

3. Evaluar la respuesta a la fertilización en sitios específicos en varios años, con diferentes dosis y momentos, en función de la humedad del suelo, N disponible a la siembra y el nivel de MO particulada, entre otros.
4. Evaluar el efecto de las diferentes dosis de N y disponibilidad hídrica sobre la eficiencia del uso del agua.
5. Determinar la materia seca producida y N absorbido a lo largo del ciclo del trigo, calculando la disponibilidad previa, la absorción y la eficiencia en el uso del N en las diferentes etapas.
6. Aplicar diferentes estrategias para estimar el balance nutricional en planta, en particular el contenido de N, usando un clorofilómetro.

Capítulo I

Mineralización de nitrógeno en Molisoles con trigo bajo siembra directa del Sudoeste bonaerense

1. Introducción

El N del suelo proviene principalmente de la mineralización de la MO (Kundu & Ladha, 1995). La intensificación de la agricultura producida en los últimos años ha ocasionado un cambio en el contenido de MO de los suelos (Sainz Rozas et al., 2011). Sin embargo, la implementación de prácticas conservacionistas como la SD ha contribuido a reducir esta brecha. El diagnóstico de la necesidad de fertilizante nitrogenado del cultivo debe contemplar la disponibilidad de N mineral en el suelo a la siembra, tanto como el que se mineralizaría durante la estación de crecimiento del cultivo (Echeverría et al., 1994). La mayoría de las estimaciones del aporte por mineralización se basan en incubaciones aeróbicas, con condiciones controladas por períodos prolongados (Stanford & Smith, 1972). Esta metodología permite determinar la fracción del N del suelo que es susceptible de ser transformada a formas minerales, también denominada nitrógeno potencialmente mineralizable (N_0). El N_0 es la fracción del N orgánico (**Figura 2**) considerada como una estimación estandarizada de la mineralización potencial del suelo (Curtin & Campbell, 2008). Además, la metodología de las incubaciones aeróbicas, permite conocer la tasa de mineralización (k) (Cabrera, 1993) mediante la siguiente ecuación exponencial (Ecuación 1) de primer orden:

$$N_{min} = N_0 (1 - e^{-kt}) \quad [Ec. 1]$$

donde: N_{min} es el N mineralizado acumulado en el tiempo t , N_0 es el N potencialmente mineralizable, k es la tasa constante de mineralización y t es tiempo.

A su vez, esta metodología subestima las cantidades de N mineralizado por los ciclos de rehumedecimiento y secado al que se expone al suelo, dado porque

no permite establecer los flujos de mineralización de N luego del rehidratado del suelo seco (Birch, 1958).

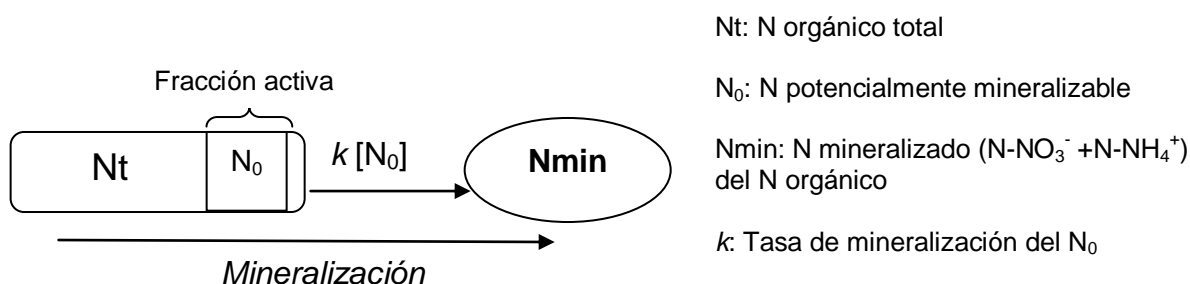


Figura 2. Representación esquemática de la mineralización de nitrógeno de acuerdo con Stanford & Smith (1972). Adaptado de Pansu & Gautheyrou (2006).

La mineralización de N del suelo está controlada principalmente por el tamaño y la calidad del “pool” mineralizable (Nyiraneza et al., 2011) y las interacciones con las condiciones ambientales (Zebarth et al., 2009), principalmente temperatura (T) (Eghball, 2000) y humedad (H) (Katterer et al., 1998). Otros autores (St. Luce et al., 2011) han informado que la respuesta de la mineralización de N a la H del suelo, es dependiente y varía con la T, sin embargo, es esperado que la variabilidad espacial en el contenido de agua del suelo sea mayor que la variabilidad de la T del suelo, durante el período de máximos requerimientos de las plantas (Drury et al., 2003). Whalen et al. (2001) comparando la mineralización de N en suelos de Canadá, mediante incubaciones aeróbicas con diferentes H y T, encontraron una mayor mineralización cuando el suelo estaba más húmedo y con más T. Esto se debe a que estos factores abióticos tienen una influencia directa sobre la actividad de los microorganismos (Whalen & Sampedro, 2010), determinándose una T óptima entre 25 y 35°C. Mientras que Dessureault-Rompré et al. (2012) informaron que la mineralización fue máxima con una T de 25°C.

Una de las características de estos ambientes con mayores limitantes hídricas, es la ocurrencia frecuente de ciclos de humedecimiento y secado (Fierer & Schimel, 2002; Austin et al., 2004), debido principalmente, a la erraticidad de las precipitaciones. El aumento de la mineralización de N luego de un ciclo de humedecimiento y secado es de gran importancia en el ciclado del N (Stockdale & Rees, 1994). Este aumento podría deberse a los cambios químicos que producen una mayor disponibilidad de sustratos orgánicos o a la muerte de células microbianas, más precisamente de la biomasa durante el secado (Marumoto et al., 1982). Con respecto al contenido de humedad, la mineralización aumenta hasta un punto cercano a capacidad de campo (Cassman & Munns, 1980), disminuyendo a medida que se va desecando el suelo. Whalen & Sampedro (2010) demostraron que el contenido de agua entre 50 y 80% de la porosidad total (PT), favorecía el proceso de mineralización. Otros autores (Linn & Doran, 1984; Doran, 1987; Rice & Havlin, 1994; Dessureault-Rompré et al., 2012) concluyeron que con un 60% de PT, la actividad microbiana era máxima, con un límite inferior del 30%, donde se redujo la actividad (Griffin et al., 2002). Sin embargo, se ha reportado que si el proceso de pérdida de humedad del suelo ocurre a una tasa lenta, se reduce la mortalidad de microorganismos, lo que permite comparar con lo que suele suceder en condiciones a campo (Watts et al., 2007). Además, los ciclos de humedecimiento y secado, incrementan la mineralización del C y N porque aceleran la descomposición de la MO (Miller et al., 2005), produciendo una liberación de C y N lábil, que es aprovechada por los microorganismos. Además de factores abióticos ya descritos, existen algunos otros que pueden influir, tales como: la rotación de cultivos (Nyiraneza et al., 2011), fertilización

nitrogenada (Nyiraneza et al., 2009), labranzas (Sharifi et al., 2008), entre otras propiedades edáficas (Galantini et al., 2004) y climáticas (Dessureault-Rompré et al., 2010).

Desde largo tiempo se han desarrollado diversos métodos químicos y biológicos, rápidos y sencillos para identificar el potencial de mineralización proveniente del N orgánico (**Tabla 1**), que han tenido diversos niveles de éxito. Entre los métodos químicos, podemos citar al obtenido mediante una extracción química con soluciones salinas débiles (Keeney & Bremner, 1966), y soluciones más fuertes (Gianello & Bremner, 1986), con posterior destilación. Los extractantes químicos no pueden emular la acción de los microorganismos, ni logran incluir factores ambientales. En cambio, los índices biológicos como lo son las incubaciones anaeróbicas, son importantes debido a su sensibilidad y rápida respuesta para evidenciar cambios que se producen en el suelo por el manejo (Fabrizzi et al., 2003). Según algunos autores (Bushong et al., 2007; Soon et al., 2007) es la mejor metodología y la más utilizada, después de la incubación aeróbica de largo plazo. En las zonas semiáridas la determinación de N-NO_3 es comúnmente utilizada para estimar los requerimientos de fertilizante nitrogenado (Nyborg et al., 1976), permitiendo conocer la disponibilidad de N en el suelo. Magdoff et al. (1984) y Spargo et al. (2009) han recomendado a este N inorgánico, como índice de mineralización para regiones subhúmedas (Bundy & Mesinger, 1994) y otras zonas secas de EE.UU, debido a que la lixiviación es limitada en estas áreas (Sainz Rozas et al., 2008). A modo general la aceptación de un índice de N depende de su capacidad para predecir rutinariamente el N potencialmente mineralizable (Schomberg et al., 2009; St. Luce et al., 2011).

Los métodos a campo tienen el potencial de incluir los efectos de los factores que regulan en la tasa de mineralización. Debido a esto podrían ser más certeros, porque además de que integran los factores ambientales (T y H del suelo), también incluyen la calidad del sustrato. La principal desventaja que presentan es la especificidad de los datos para sitios y condiciones climáticas específicas (Nyiraneza et al., 2011). Por tanto, es útil comparar índices de mineralización de N del suelo con la disponibilidad de una medida basada en ensayos a campo.

Tabla 1. Metodologías de índices de mineralización de nitrógeno

| METODOLOGÍAS | | |
|---|--|--|
| Laboratorio | | Campo |
| biológicos | químicos | |
| I) Incubaciones aeróbicas de largo plazo (N₀) (Stanford & Smith, 1972) | I) Extracción con sales fuertes (N_{qco}) (Gianello & Bremner, 1986) | I) N absorbido por cultivo (N_{abs}) (Chalk & Waring, 1970; McTaggart & Smith, 1993) |
| II) Incubaciones anaeróbicas (N_{an}) (Waring & Bremner, 1964) | II) Extracción con sales fuertes descontando N inicial (N_{hid}) (Gianello & Bremner, 1986) | II) Mineralización aparente de N (N_m) (Mesinger, 1984; Cabrera & Kissel, 1988; Alvarez & Steinbach, 2010) |
| III) Tasa de mineralización (k) (Stanford & Smith, 1972) | III) Nitrógeno total (N_t) (Liang et al., 2004) | |
| IV) Mineralización bruta (N_e) (Sharifi et al., 2007b) | IV) N-materia orgánica particulada (NOP) (Franzluebbbers et al., 2000; Wilson et al., 2001; St. Luce et al., 2013) | |
| | V) C orgánico (CO) particulado (COP) (Bremner, 1996) | |
| | VI) N inorgánico inicial (N-NO₃) (Magdoff, 1984; Spargo 2009) | |
| | VII) Carbono orgánico total (COT) (Franzluebbbers et al., 2000; Wilson et al., 2001) | |
| | VIII) UV 205-260 nm (N_{205-N₂₆₀}) (McClean, 1964; Fox & Piekielek, 1978; Serna & Pomares, 1992; St. Luce et al., 2011) | |

La hipótesis planteada es que utilizando índices rápidos combinados con propiedades edáficas se logra una mejor predicción del N potencialmente mineralizable en suelos francos-francoarenosos del SOB.

Los objetivos de este trabajo fueron: i) evaluar la mineralización de N de los diferentes sitios, por incubaciones aeróbicas de largo plazo ii) estudiar la relación entre los diferentes índices de mineralización de N y las relaciones con los parámetros edáficos del suelo y iii) utilizar las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo, y los índices rápidos de mineralización en ecuaciones para poder predecir N_0 en varios suelos.

2. Materiales y métodos

2.1. Descripción del sitio, muestreo del suelo y las plantas

Durante los años 2010, 2011 y 2012 se muestrearon nueve (9) lotes de productores, donde se realizaron ensayos de fertilización de N con dosis variables aplicadas al momento de la siembra. Los establecimientos corresponden a productores de la Regional Aapresid-Bahía Blanca y se encuentran ubicados en el SO de la Región Pampeana (**Figura 3**).

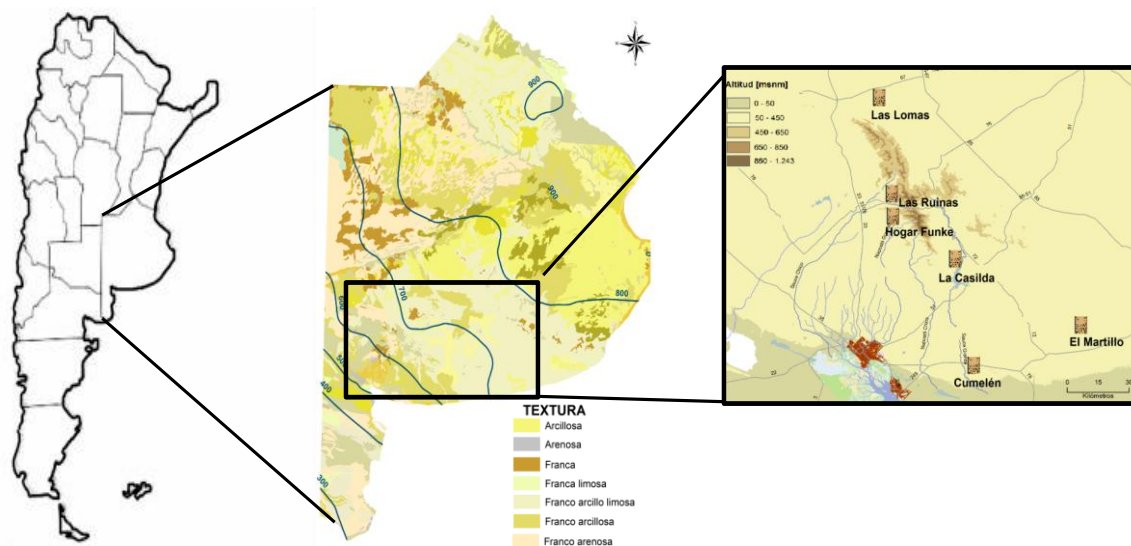


Figura 3. Ubicación de los sitios muestreados según textura y altitud.

Las características edáficas y climáticas se resumen en la **Tabla 2**. Los rendimientos de MS y grano, junto con los cultivos antecesores y variedades de trigo utilizadas se detallan en la **Tabla 3**. Desde el punto de vista edafoclimático

(Soil Survey Staff, 2010), el gradiente de precipitación determina un régimen de H del suelo údico hacia el lado de la Sierra y ústico hacia los sitios más cercanos a Bahía Blanca.

Tabla 2. Características generales y climáticas (valores promedios) de los sitios.

| Sitio | Año | Sitios | Locación | Clasificación Taxonómica | Temperatura, °C | | | Precipitaciones | |
|-------|------|-------------|--------------|-----------------------------|-----------------|------|-----|-----------------|-------|
| | | | | | media | max | min | Año | Ciclo |
| | | | | | | | | mm | |
| 1 | 2010 | Hogar Funke | Tornquist | Argiudol Típico | 14,5 | 20,9 | 8,2 | 695 | 255 |
| 2 | 2010 | Cumelén | Las Oscuras | Argiustol Típico | 15,0 | 21,4 | 8,6 | 533 | 246 |
| 3 | 2010 | Las Ruinas | Tornquist | Argiudol Típico | 14,3 | 20,7 | 8,0 | 550 | 237 |
| 4 | 2011 | Cumelén | Las Oscuras | Argiustol Típico | 15,0 | 21,4 | 8,6 | 470 | 216 |
| 5 | 2011 | El Martillo | Cnel Dorrego | Argiustol Típico | 14,7 | 20,9 | 8,4 | 648 | 282 |
| 6 | 2011 | Hogar Funke | Tornquist | Argiudol Típico | 14,5 | 20,9 | 8,2 | 777 | 334 |
| 7 | 2012 | Cumelén | Las Oscuras | Argiustol Típico | 15,0 | 21,4 | 8,6 | 624 | 252 |
| 8 | 2012 | Las Lomas | Pigue | Argiudol Típico | 13,8 | 20,2 | 7,5 | 1045 | 410 |
| 9 | 2012 | La Casilda | Saldungaray | Argiustol Típico | 14,7 | 21,0 | 8,3 | 694 | 348 |

Tabla 3. Antecesoros, variedades de trigo y rendimientos de materia seca (MS) y en grano, en las parcelas sin aplicación de fertilizante.

| Sitios | Antecesoros | Variedad trigo | Rendimiento MS | Rendimiento grano |
|--------|-------------|-----------------------|---------------------|-------------------|
| | | | kg ha ⁻¹ | |
| 1 | Trigo | <i>Buck Poncho</i> | 4695 | 1523 |
| 2 | Trigo | <i>Buck Guapo</i> | 6775 | 2616 |
| 3 | Cebada | <i>Baguette P. 11</i> | 4088 | 1542 |
| 4 | Trigo | <i>Buck Guapo</i> | 3671 | 920 |
| 5 | Cebada | <i>Baguette P. 11</i> | 6592 | 2823 |
| 6 | Girasol | <i>ACA 303</i> | 3700 | 1032 |
| 7 | Trigo | <i>Buck Guapo</i> | 3685 | 1946 |
| 8 | Soja | <i>Buck Sureño</i> | 7289 | 2768 |
| 9 | Trigo | <i>ACA 303</i> | 3685 | 1341 |

Trigo (*Triticum aestivum* L.); Cebada (*Hordeum vulgare* L.); Girasol (*Helianthus annuus* L.); Soja (*Glycine max* (L.) Merr.)

2.2. Análisis químicos y físicos

Los suelos se muestrearon en los momentos de siembra y cosecha del trigo en la parcela sin aplicación de N, en las profundidades de 0-20 y 20-60 cm. Con respecto a los suelos tomados durante la siembra, se analizaron en 0-20 cm los

parámetros químicos: COT, mediante analizador automático Leco (Leco Corporation, St Joseph, MI); Nt (Bremner, 1996); Relación C:N; pH, con una suspensión suelo-agua 1:2.5; fósforo extraíble (Pe) (Bray & Kurtz, 1945), Carbohidratos totales (CHt) y solubles (CHs) (Puget et al., 1999).

2.3. Fraccionamiento físico del suelo por tamaño de partícula

Para el fraccionamiento por tamaño de partícula de la MO, se utilizó el tamizado en húmedo del suelo (Cambardella & Elliott, 1992; Galantini, 2005; Duval et al., 2013a). Básicamente, 50 g de suelo previamente seco al aire y tamizado (2 mm) se dispersó en recipientes de vidrio de 120 ml con 100 ml de agua destilada. Se agregó diez bolitas de vidrio (5 mm de diámetro) para incrementar la destrucción de los agregados y reducir posibles problemas creados por diferentes contenidos de arena (Elliott & Cambardella, 1991). Las muestras fueron sometidas a dispersión mecánica a través de un agitador rotatorio durante aproximadamente 16 h (durante toda la noche a 40 rpm) para desintegrar los agregados. El tamizado se realizó con un par de tamices de 53 y 100 micrones de diámetro de malla, hasta que el agua que sale por el tamiz inferior (53 micrones) fuera clara a simple vista. Así se obtuvieron tres fracciones con características diferentes, una fracción gruesa (FG, 100-2000 micrones) en la que se encuentra el carbono orgánico particulado grueso (COPg) y las arenas medias y gruesas; fracción media (FM, 53-100 micrones) constituida por el carbono orgánico particulado fino (COPf) y las arenas muy finas y la fracción fina (FF < 53 micrones) la cual contiene el carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COM) más limo y arcilla. El material retenido en cada tamiz se transfiere a capsulas de aluminio, secado a 105°C en estufa durante 24 horas para su posterior pesaje. Los contenidos de C en las

fracciones gruesa (COPg) y media (COPf) se determinaron utilizando la misma metodología que el COT, mediante analizador automático Leco. El N de FG (NOPg) y de la FM (NOPf) se determinó siguiendo el procedimiento de Bremner (1996). El N inorgánico se analizó en 0-20 y 20-60 cm determinándose N-NO_3^- y N-NH_4^+ (Mulvaney, 1996).

Con respecto a los parámetros físicos se evaluó: textura, por el método de la pipeta (Gee & Bauder, 1986) y densidad aparente (Blake & Hartge, 1986). Posteriormente, se realizó la conversión de unidades para pasar de mg kg^{-1} a kg ha^{-1} utilizando la densidad aparente de cada sitio. Los datos analíticos de los sitios muestreados se detallan en la **Tabla 4**.

Tabla 4. Propiedades químicas y físicas de los 9 sitios estudiados para la profundidad de 0-20 cm y 0-60 cm para nitrógeno inorgánico.

| Sitios | N | | | pH | C:N | CHt | CHs | Textura | | | DA |
|----------|--------------------|---------------------|---------------------|-----|------|---------------------|-----|--------------------|-----|-----|--------------------|
| | MO | inorg. | Pe | | | | | A | L | a | |
| | g kg^{-1} | kg ha^{-1} | mg kg^{-1} | | | mg kg^{-1} | | g kg^{-1} | | | Mg m^{-3} |
| 1 | 25 | 35 | 20 | 7,0 | 10,4 | 3392 | 511 | 414 | 380 | 206 | 1,15 |
| 2 | 24 | 81 | 26 | 7,4 | 10,6 | 2296 | 272 | 567 | 399 | 34 | 1,26 |
| 3 | 23 | 34 | 15 | 6,7 | 11,8 | 2621 | 303 | 368 | 404 | 228 | 1,18 |
| 4 | 22 | 45 | 19 | 6,2 | 11,0 | 1969 | 305 | 751 | 154 | 95 | 1,27 |
| 5 | 28 | 135 | 22 | 6,2 | 10,8 | 2296 | 395 | 466 | 321 | 214 | 1,25 |
| 6 | 24 | 46 | 14 | 6,4 | 9,8 | 3170 | 408 | 541 | 284 | 176 | 1,18 |
| 7 | 24 | 83 | 26 | 6,0 | 11,6 | 2185 | 273 | 615 | 177 | 208 | 1,31 |
| 8 | 58 | 107 | 10 | 7,6 | 12,9 | 4282 | 749 | 254 | 538 | 208 | 1,13 |
| 9 | 26 | 142 | 10 | 6,3 | 11,6 | 2225 | 378 | 510 | 266 | 225 | 1,32 |

MO, materia orgánica (g kg^{-1}); N inorg., nitrógeno inorgánico a la siembra en forma de N- nitratos (kg ha^{-1}); Pe, Fósforo extraíble (mg kg^{-1}); pH, potencial Hidrogeno; C:N, relación carbono-nitrógeno; CHt, carbohidratos totales (mg kg^{-1}); CHs, carbohidratos solubles (mg kg^{-1}); DA, densidad aparente (Mg m^{-3}). Textura: A, Arena; L, Limo; a, arcilla.

2.4. Mineralización de nitrógeno

2.4.1. Incubaciones aeróbicas de largo plazo

Se realizó una incubación aeróbica de largo plazo en las muestras de 0-20 cm tomadas al momento de la siembra, siguiendo el protocolo de Honeycutt (2005) y Griffin et al. (2008). El procedimiento consistió en pesar 250 g de masa de

suelo seco, que fueron colocados en frascos de vidrio de 1 L. Se utilizaron 3 replicas y un control para realizar el seguimiento de la humedad. Se estimó la porosidad total (Klute, 1986) de los suelos muestreados secos al aire y por porcentaje en masa de suelo se determinó el 60% de PT, siendo un valor aproximado a la capacidad de campo (CC). Se ajustó la H gravimétrica actual de los suelos en los frascos a 60% de la PT y se incubó durante seis ciclos de humedecimiento y secado con una T de 25°C. Diariamente, se realizaba el pesaje de las muestras hasta el momento en que la H actual llegaba al 30% de la PT, estimada por diferencias de masa. Luego se rehidrataban las muestras distribuyendo el riego en forma homogénea hasta el 60% calculado por masa de suelo, se dejaba estabilizar unas horas y luego se procedía a muestrear con un sacabocados para la determinación de N inorgánico ($N\text{-NO}_3^- + N\text{-NH}_4^+$) mediante destilación por arrastre de vapor (Mulvaney, 1996). Luego de transcurridos los seis ciclos de humedecimiento y secado, se determinó el N_0 y k con software informático INFOSTAT, mediante regresiones no lineales, asumiendo que el N mineralizado acumulado (N_{min}) se comportaba en forma exponencial de primer orden (Stanford & Smith, 1972). La duración aproximada de las incubaciones osciló en el rango entre 21-27 semanas, para los suelos con texturas gruesas y finas, respectivamente. Wang et al. (2003) sugirió que las incubaciones deberían ser de al menos 24 semanas para obtener valores confiables de N_0 y k . Para el cálculo del N inorgánico acumulado no se tuvo en cuenta el N inorgánico obtenido, luego del rehidratado inicial a los 12 días, ya que se tomaron esos valores como mineralización bruta (N_e). Se estimó también el N potencialmente mineralizable (N_{0kf}) mediante la aproximación de

Wang et al. (2003), quienes asumieron un valor de k constante de 0,054 semana⁻¹.

2.4.2. Índices de mineralización de N

2.4.2.1. Métodos químicos

Digestión caliente del nitrógeno lábil

El N lábil extraído por el método químico (Nqco), se determinó a través de una digestión del suelo, con una solución con sal fuerte de KCl 2N, siguiendo lo propuesto por Gianello & Bremner (1986). El procedimiento implicaba la digestión de 3,00 g de suelo en 20 mL de la solución a 100°C en un bloque digestor durante 4 h. Luego del enfriado de la muestra, por destilación con arrastre de vapor (Mulvaney, 1996) se determinó el N-NH₄⁺. Por su parte cuando a este índice se le sustrajo el N-NH₄⁺ inicial del suelo -sin incubar a T ambiente- se determinó el N hidrolizable (Nhid).

Extracción de nitratos en frío

Con los suelos sin preincubar, se tomaron 5,00 g de suelo seco al aire con 50 mL de KCl 2 N. Se agitaron durante 30 min a 290 rpm. Luego, se centrifugaron las muestras y se filtró el extracto. Se determinó por destilación con arrastre de vapor (Mulvaney, 1996) el N-NO₃⁻.

Determinación por espectrofotometría en UV visible

Se procedió siguiendo el método de MacLean (1964). Se pesaron 5,00 g de muestra de suelo y se adicionó 100 mL de 0,01 M NaHCO₃. Se agitó la suspensión durante 15 min en un Erlenmeyer de 250 mL. Luego se centrifugaron las muestras y se filtraron las suspensiones con papel de filtro Whatman 42. Una vez realizado esto se midió la absorbancia en diferentes longitudes de onda (200, 205, 210, 220, 230, 240, 250, 255, 260 y 270 nm). Sin

embargo, en este estudio sólo se informan los datos de longitud de onda de 205 y 260 nm. Cuando se realizaron las mediciones en 200, 205 y 210 nm se añadieron 2 gotas de HCl concentrado para eliminar los picos de las longitudes de onda de los carbonatos, ya que pueden absorber a estos rangos. Para realizar la medición se utilizaron celdas de cuarzo y un espectrofotómetro de UV visible T60U (PG Instruments).

2.4.2.2. Métodos Biológicos

Incubación anaeróbica de corto plazo

El nitrógeno anaeróbico (Nan) fue determinado siguiendo el método de Waring & Bremner (1964), mediante una incubación de corto plazo. Se colocan 5,00 g de suelo en un tubo de ensayo y se adiciona 25 mL de agua destilada. Se tapan los tubos de forma segura y se incuban durante 7 días a 40°C bajo condiciones de anoxia. Después de la incubación, las muestras se transfirieron a un matraz de destilación y se adiciona 25 mL de KCl 4 M y por destilación con arrastre de vapor (Mulvaney, 1996) se determinó N-NH₄⁺. El Nan se calculó restando la cantidad de N inorgánico en forma de amonio extraído con KCl 2N a T ambiente sin incubar, a partir de la cantidad obtenida en el extracto incubado (Wang et al., 2001).

Mineralización bruta

Consistió en la pre-incubación del método aeróbico de largo plazo. Luego de colocado el suelo seco al aire en el respectivo frasco, se le añadió agua destilada hasta aproximadamente una H semejante a capacidad de campo, estimada a partir de la PT y se procedió a la incubación durante los primeros 12 días a 25°C. Luego de ese período, se muestrearon los recipientes contenedores con un sacabocado y se determinó el N inorgánico (N-NO₃⁻+N-

NH_4^+) por destilación con arrastre de vapor (Mulvaney, 1996). Se denominó a ese valor obtenido de N inorgánico, como mineralización bruta (Ne).

2.4.2.3. Métodos a campo

Mineralización aparente

La mineralización medida a campo, se calculó mediante el método del balance en las parcelas sin aplicación de N, propuesto por Meisinger (1984), Cabrera & Kissel (1988) y Alvarez & Steinbach (2010). Al final del ciclo se obtuvieron 2 muestras compuestas de 2 m lineales del cultivo por cada una de las tres repeticiones, para estimar el rendimiento de materia seca aérea (MS) y grano al momento de madurez fisiológica (Z90, Zadoks et al., 1974). Sobre el material vegetal se determinó el N total (Nt) mediante el método Kjeldahl (Bremner, 1996), a partir del cual se estimó el porcentaje de proteína en grano y el N total en los residuos de cosecha para cuantificar la extracción total de N (kg ha^{-1}) por la planta. Las pérdidas de N del suelo fueron consideradas como insignificantes, ya que la lixiviación, desnitrificación y volatilización fueron despreciables por las condiciones más limitantes de N (Schepers & Mesinger, 1994), las climáticas y las edáficas. Además resulta difícil la determinación de las pérdidas de N en condiciones de campo; por lo que la ecuación se pudo simplificar.

Por esa razón, la mineralización de N fue denominada mineralización aparente de N (Nma) por el método de balance de masa (Bono & Alvarez, 2013) siendo calculada mediante la siguiente fórmula (Ec. 2):

$$\text{Nma} = (\text{Nif} + \text{Nabs}) - (\text{Nii}) \quad [\text{Ec. 2}]$$

Nma= Mineralización aparente de N

Nif= N inorgánico final (cosecha)

Nii= N inorgánico inicial (siembra)

Nabs= N absorbido por cultivo trigo a madurez fisiológica en parte aérea y raíz

Nitrógeno absorbido por trigo

Luego del muestreo de biomasa aérea en madurez fisiológica en las parcelas sin fertilización, se procedió a cuantificar MS y se separó el grano del resto de la biomasa y luego se determinó por Kjeldahl (Bremner, 1996) el N en esas dos fracciones. De esta manera se pudo cuantificar el N absorbido por la planta en madurez fisiológica (Nabs). El N absorbido en raíz fue estimado a partir de Desai & Bhatia (1978), que citaron que este valor era de un 5% del N absorbido por la parte aérea a cosecha.

2.5. Análisis estadístico

Para detectar si el N mineralizado en forma aeróbica se comportó diferente según los ciclos de humedimiento y secado (t). Primeramente se analizó mediante modelos lineales generales y mixtos, obteniendo que el mejor modelo que ajustó fue el de errores independientes con varianzas homocedásticas. Esto permitió realizar un análisis de varianzas multivariado (medidas repetidas con $p < 0,05$). Luego se realizó un ANAVA por tiempo de mineralización comparando los diferentes suelos y se establecieron diferencias entre medias para cada ciclo de humedecimiento y secado, por el test de diferencias mínimas significativas (DMS) de Fisher con $p < 0,05$. Correlaciones de Pearson, se utilizaron para determinar las relaciones entre N_0 y N_{0kf} , los índices de mineralización de N y las propiedades tanto del suelo como climáticas. El análisis de Cluster se realizó para agrupar los suelos semejantes basados en las propiedades edáficas (pH, Pe, COPg, COPf, Arenas, Limo, Arcilla, CHt, CHs, Relación C:N) y también se realizó para agrupar los diferentes índices de mineralización. El análisis de regresión no lineal se utilizó para la obtención del N_0 , N_{0kf} y k . Se realizaron regresiones múltiples entre las diferentes variables

químicas, físicas e índices de mineralización de N para la predicción del N_0 , N_{0kf} y k , mediante el modelo Stepwise con un máximo p-valor de entrada y de retención de 0,05. Para todos los análisis estadísticos se utilizó utilizando el software INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2013).

3. Resultados y Discusión

3.1. Características de los suelos

El análisis de cluster mediante las 10 propiedades evaluadas permitió identificar dos grupos de suelos (**Figura 4**).

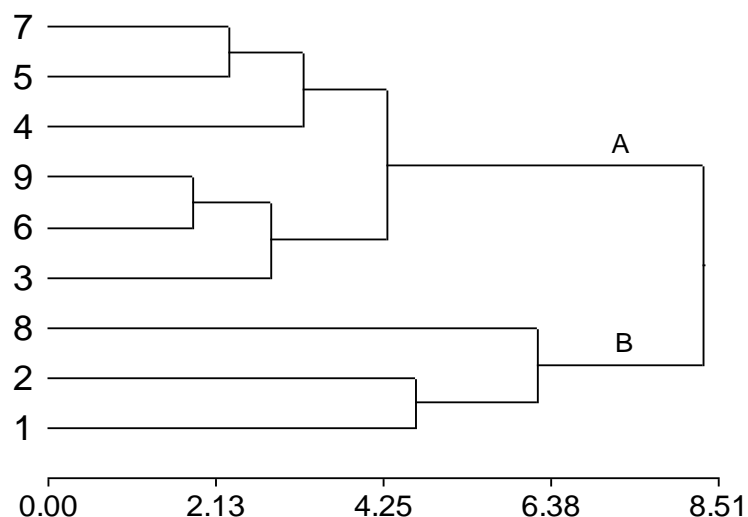


Figura 4. Dendrograma de similaridad mediante distancia de Ward según propiedades edáficas de los suelos estudiados.

Ambos grupos (A y B) fueron separados principalmente por valores de pH del suelo. Los suelos 7, 5, 4, 9, 6 y 3 tenían valores de pH por debajo de 7,0, más precisamente en rangos de 6,0 a 6,7; mientras que los suelos del grupo B (1, 2, 8) los valores oscilaron entre 7,0 y 7,6. Esto cobra importancia en la mineralización de N, ya que este proceso está mediado por microorganismos, y al igual que la disponibilidad de nutrientes, son dependientes del pH (St. Luce et al., 2011). La mineralización suele disminuir progresivamente con pH por

debajo de 6,0 (Adams & Martin, 1984). Paul et al. (2001) afirmaron que con bajos valores de pH se reduce la actividad microbiana y la descomposición de MO. Dessureault-Rompré et al. (2010) encontraron una relación negativa entre pH y Ne, trabajando en suelos contrastantes en propiedades edáficas y climáticas en Canadá. Sin embargo, Curtin et al. (1998) no hallaron correlaciones significativas entre pH y N_0 por el método aeróbico. Otros autores (Morris & Dawson, 1967) han reportado que los suelos con pH por encima de 7,5, pueden resultar en mayores niveles de NH_4 que producen toxicidad e inhibición del Nitrobacter, sin embargo, Serna & Pomares (1992) desestimaron esta información trabajando en suelos con pH oscilando entre 7,4 y 8,4, reportando ningún efecto del pH sobre la mineralización del suelo.

3.2. Mineralización de nitrógeno de los suelos

Se observó que la mineralización de N, no siguió una misma tendencia en los diferentes suelos a través del tiempo (**Figura 5**), resultando tales diferencias altamente significativas ($p < 0,001$). Además se hallaron diferencias altamente significativas ($p < 0,001$) para cada ciclo de humedecimiento y secado comparando a los diferentes suelos (**Tabla 5**).

Tabla 5. Concentración (Valores medios \pm desvíos estandar) de nitrógeno inorgánico por ciclo de humedecimiento y secado para los suelos estudiados.

| Sitios | t=1 | t=2 | t=3 | t=4 | t=5 | t=6 |
|-----------------|---------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|---------------------|
| | mg N min kg ⁻¹ | | | | | |
| 1 | 58,4 \pm 3,5 d | 86,1 \pm 13,8 e | 160,2 \pm 6,9 f | 158,4 \pm 8,8 ef | 148,2 \pm 39,6 e | 118,9 \pm 12,4 cd |
| 2 | 36,3 \pm 8,9 bc | 31,2 \pm 3,7 ab | 86,6 \pm 9,6 cd | 94,4 \pm 10,8 c | 83,8 \pm 3,7 bc | 89,5 \pm 4,73 b |
| 3 | 80,2 \pm 14,3 e | 133,1 \pm 14,8 f | 125,1 \pm 14,9 e | 149,2 \pm 5,2 e | 114,4 \pm 0,9 d | 146,7 \pm 15,9 e |
| 4 | 14,5 \pm 3,5 a | 18,8 \pm 7,0 a | 31,1 \pm 3,7 a | 26,7 \pm 0,7 a | 32,7 \pm 2,6 a | 23,5 \pm 7,1 a |
| 5 | 84,3 \pm 2,6 e | 61,6 \pm 7,9 d | 116,9 \pm 1,9 e | 113,3 \pm 12,8 d | 114,4 \pm 9,3 d | 136,2 \pm 19,3 de |
| 6 | 31,3 \pm 1,9 bc | 82,2 \pm 16,6 e | 77,9 \pm 6,3 c | 95,1 \pm 5,2 c | 96,3 \pm 4,3 cd | 111,2 \pm 3,4 c |
| 7 | 39,4 \pm 17,6 c | 49,9 \pm 8,5 cd | 46,5 \pm 5,2 b | 49,2 \pm 14,9 b | 60,0 \pm 13,3 b | 38,4 \pm 7,4 a |
| 8 | 76,9 \pm 0,4 e | 122,4 \pm 4,9 f | 185,4 \pm 3,8 g | 172,1 \pm 14,9 f | 227,8 \pm 6,0 f | 178,5 \pm 2,4 f |
| 9 | 20,9 \pm 10,4 ab | 42,6 \pm 6,9 bc | 100,9 \pm 11,9 d | 128,9 \pm 9,9 d | 97,2 \pm 8,6 cd | 82,1 \pm 19,9 b |
| media | 49,2 | 69,8 | 103,4 | 109,7 | 108,3 | 102,8 |
| ^a CV | 18,4 | 14,8 | 7,9 | 9,4 | 13,7 | 11,8 |

^aCV=coeficiente de variación. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los suelos ($p < 0,001$).

Los menores valores de N inorgánico a lo largo de toda la incubación, resultaron en el suelo 4. En el otro extremo los mayores valores fueron encontrados en el suelo 8 (**Figura 5**). Las propiedades químicas y climáticas de este último suelo contrastaron muy notablemente con respecto a los demás (**Tabla 4**). Sin embargo, teniendo en cuenta los parámetros químicos y físicos, se podría deducir que esto sería dependiente de las fracciones granulométricas, ya que en ambos suelos se observan los menores contenidos de FF, como es en el caso del suelo 4 y el menor contenido de FG en el suelo 8. La duración total de las incubaciones, fue dependiente de las fracciones granulométricas, que afectan la capacidad de retención de agua. En promedio, oscilaron entre los 145 días a 182 días. Los suelos con mayor contenido de arena finalizaron antes los ciclos de humedecimiento y secado, por lo que la tasa de mineralización fue mayor en coincidencia con otros autores (Verberne et al., 1990; Griffin, 2008). Según este último autor y Sahrawat (2008) esto es dado por una mejor aireación y una menor protección física de las fracciones lábiles por las arcillas. Los suelos 1 y 8 fueron los que tuvieron mayor contenido de FF, al igual que el suelo 3, sin embargo, los dos primeros tuvieron valores muy superiores de COPt y en estos los 6 ciclos de humedecimiento y secado duraron más días de incubación. Contrariamente los suelos con mayores contenidos de FG cumplieron los 6 ciclos en menor tiempo. Galantini et al. (2004) demostraron que en suelos arenosos, el N se liberaba más rápido que en suelos más finos, debido a una menor protección física de la MO. Estos mismos autores concluyeron que la textura influye marcadamente en la dinámica y la calidad de la MO y su relación con la disponibilidad o secuestro de nutrientes.

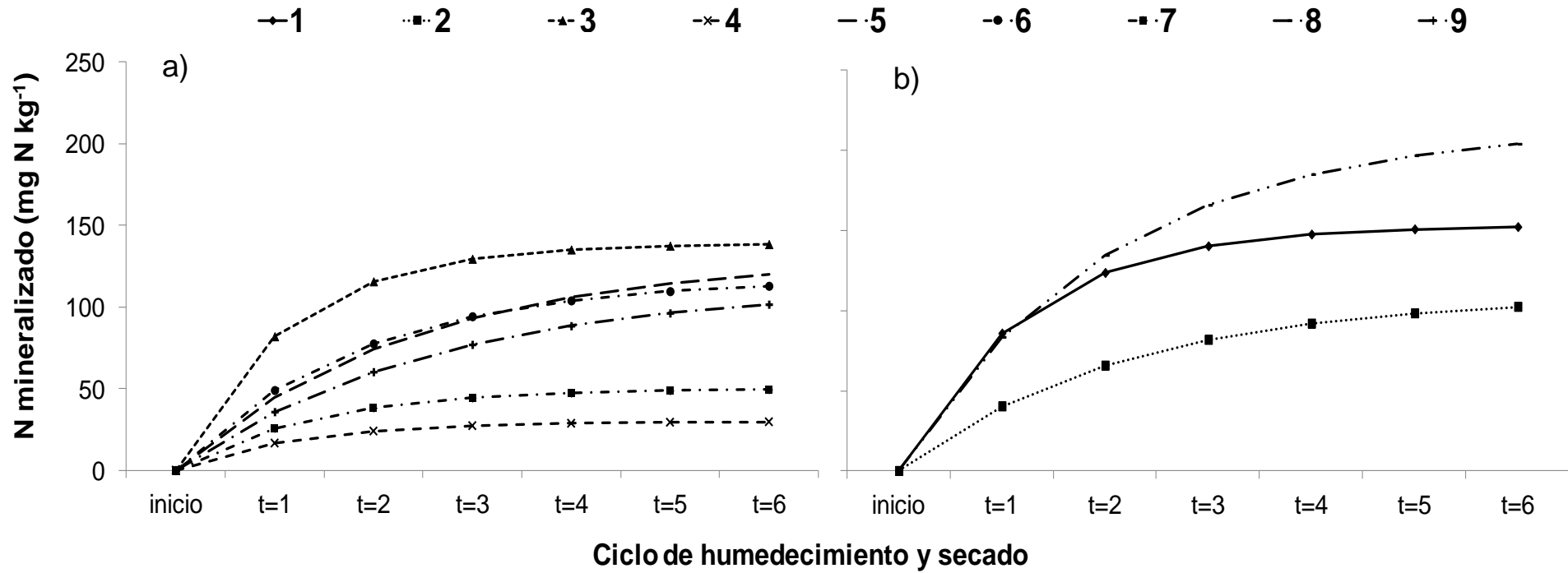


Figura 5. Concentración de nitrógeno inorgánico por ciclo de humedecimiento y secado para a) suelos del Grupo A (suelos con pH<7) y b) suelos del Grupo B (suelos con pH>7).

3.3. Índices de mineralización de nitrógeno

Los resultados de los índices estudiados se encuentran en la **Tabla 6**. Se encontraron rangos amplios en los valores de N_0 y N_{0kf} , con valores máximos de 215,3 y 172,4 mg kg^{-1} , y mínimos de 29,9 y 26,9 mg kg^{-1} , respectivamente. Estos valores se encuentran en los citados por otros autores (Banerjee et al., 1999; Sharifi et al., 2007b; Dessureault-Rompré et al., 2010; Nyiraneza et al., 2011). Sin embargo, están en un rango menor que los informados por Walley et al. (2002) en suelos con densidad aparente de 1,2 Mg m^{-3} . El valor promedio de k para todos los sitios fue de 0,0329 semana^{-1} , oscilando entre 0,0125 y 0,163 semana^{-1} . Este valor promedio se acerca al valor estipulado por Stanford & Smith (1972) de 0,054 semana^{-1} y esta amplitud observada entre los suelos fue también reportada por otros autores (Wang et al., 2003; Sharifi et al., 2007a, b). En el caso de los suelos con mayor porcentaje de arena (suelos 4 y 7) se observaron uno de los mayores valores de k , sin embargo, no siguió una tendencia como fue descrita por Schomberg et al. (2009). Estos autores hallaron valores superiores en suelos texturalmente medios a gruesos con respecto a los finos, debido a la menor protección física de la MO por las arcillas (Nyiraneza et al., 2011). Los valores medios para todos los suelos de N_{ma} y N_{abs} , fueron semejantes, siendo 64,2 y 58,1 kg ha^{-1} , respectivamente. Los valores más elevados de N_{ma} se encontraron en el suelo 8, mientras que para N_{abs} fue en el suelo 2. Entre las metodologías biológicas, los valores promedios de N_e para todos los sitios fue de 52,8 mg kg^{-1} , con rangos entre 25,2 y 99,4 mg kg^{-1} . Este valor promedio duplicó al estipulado por Schomberg et al. (2009), que obtuvieron un valor de 21 mg kg^{-1} para 17 experimentos en Canadá y EE.UU. Sin embargo, se localizan en los rangos estudiados por

Curtin & Wen (1999) para suelos de Canadá con diferentes manejos y a lo informado por Dessureault-Rompré et al. (2010) que trabajaron con 56 suelos de cuatro ecozonas diferentes del mismo país. Con respecto al Nan, el valor medio de los suelos fue de $54,8 \text{ mg kg}^{-1}$, con máximos de $110,6 \text{ mg kg}^{-1}$ en el suelo 1 y mínimos de $38,3 \text{ mg kg}^{-1}$ en el suelo 5. La mayoría de los suelos presentaron valores de Nan cercanos al promedio, a excepción del suelo 1, donde se obtuvo el máximo. Los valores de Nan se encuentran en los rangos citados por Schomberg et al. (2009) trabajando en 9 suelos del sudeste de EE.UU con diferentes manejos y Reussi Calvo et al. (2013) trabajando en suelos de sitios húmedos de Argentina bajo SD. Entre los métodos químicos ensayados, se obtuvieron valores medios de Nqco de $36,4 \text{ mg kg}^{-1}$ para todos los suelos, con un rango que osciló entre $10,7$ y $67,2 \text{ mg kg}^{-1}$, siendo estos valores semejantes a los hallados por Wang et al. (2001) para 19 suelos de Australia, que presentaban variabilidad en las propiedades químicas, y por encima de los hallados por Sharifi et al. (2007b), que informaron rangos para este índice de $5,7$ y $21,6 \text{ mg kg}^{-1}$ para suelos contrastantes de Canadá y EE.UU. El Nqco más elevado se halló en el suelo 1, mientras que el más bajo fue en el suelo 3. El otro índice químico (Nhid) osciló entre $11,2$ y $27,5 \text{ mg kg}^{-1}$, siendo aproximados a los valores hallados por Gianello & Bremner (1986) para 33 suelos tropicales y superiores a los asignados ($2,3$ - $16,1 \text{ mg kg}^{-1}$) por Schomberg et al. (2009). Para N-NO₃ los valores medios se situaron en $71,5 \text{ mg kg}^{-1}$, con máximos de $144,5 \text{ mg kg}^{-1}$ y mínimos de $33,5 \text{ mg kg}^{-1}$. Los valores medios determinados por UV medidos en absorbancia fueron $1,65$ y $0,44$ para N₂₀₅ y N₂₆₀, respectivamente. Los rangos para cada longitud de onda se asemejan a los hallados por Hong et al. (1990) en 49 ensayos de fertilización

con N en maíz en Pensilvania y Sharifi et al. (2007b) en suelos con diferentes cultivos y regiones climáticas contrastantes en 0-15 cm. Serna & Pomares (1992) atribuyeron un efecto de las diferentes fracciones granulométricas sobre estas variables. Ellos hallaron los mayores valores en los suelos más arenosos y los menores para los arcillosos, sin embargo, en este estudio no se observaron diferencias. Los mayores niveles de esta variable fueron encontradas en los suelos 5 y 6. Tanto para COT como Nt se observaron valores medios de $16,4 \text{ g kg}^{-1}$ y $1,4 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente. Los valores máximos fueron de $33,4 \text{ g kg}^{-1}$ y $2,6 \text{ g kg}^{-1}$, ambos para el suelo 8; mientras que los mínimos fueron de 13 g kg^{-1} en el suelo 4 y $1,13 \text{ g kg}^{-1}$ para el suelo 3. Con respecto a las fracciones orgánicas estudiadas, el COPt varió entre 0,99 y 8,19 g kg^{-1} con un valor medio de $4,19 \text{ g kg}^{-1}$. Los valores de NOPt estuvieron en el rango de 0,15 y $0,58 \text{ g kg}^{-1}$ con valores medios de $0,29 \text{ g kg}^{-1}$. En promedio se asemejaron a los obtenidos por Srinivasan et al. (2012) en suelos alfisoles (valores de 0,20 y $0,36 \text{ g kg}^{-1}$). Los CV fueron en el siguiente orden: $N_{260} < N_{205} < N_{hid} < N_t < N_{ma} < COT < N_{an} < N_{qco} < N_{abs} < N_{0k} < N_0 < N_e < NOPt < N-NO_3 < COPt < k$ con valores que oscilaron entre 15,7 y 74,5. Sharifi et al. (2007b) hallaron bajos CV para N_{205} y N_{260} cuando compararon diferentes métodos de mineralización en varios tipos de suelos, mientras que el k fue mucho más variable, en contraste a lo descrito por Stanford & Smith (1972). Estos CV relativamente elevados para todos los índices de mineralización, demostraron las diferencias que existen entre los parámetros edáficos de los suelos utilizados, los que pudieron reducirse ligeramente al usar una tasa fija ($0,054 \text{ semana}^{-1}$) para estimar el N_0 .

Tabla 6. Nitrógeno potencialmente mineralizable e índices de mineralización de nitrógeno por suelos.

| Sitios | N_0 | N_{0kf} | k | N_e | N_{an} | N_{qco} | N_{hid} | $N-NO_3$ | N_{205} | N_{260} | N_{ma} | N_{abs} | COT | N_t | $COPt$ | $NOPt$ |
|-----------------------|---------------------|-------------|----------------------|---------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|---------------------|-------------|--------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | mg kg ⁻¹ | | semana ⁻¹ | mg kg ⁻¹ | | | | | Absorbancia | kg ha ⁻¹ | | g kg ⁻¹ | | | | |
| 1 | 153,3 | 130,8 | 0,024 | 47,4 | 41,5 | 110,6 | 67,2 | 11,2 | 1,5 | 0,48 | 51,9 | 38,9 | 14,5 | 1,40 | 8,19 | 0,41 |
| 2 | 109,4 | 78,3 | 0,018 | 48,3 | 42,5 | 45,7 | 34,5 | 23,3 | 1,5 | 0,38 | 55,7 | 111,5 | 13,92 | 1,31 | 3,43 | 0,19 |
| 3 | 139,0 | 133,8 | 0,044 | 60,6 | 25,2 | 59,7 | 10,7 | 27,5 | 2,1 | 0,45 | 65 | 43,7 | 13,34 | 1,13 | 5,39 | 0,39 |
| 4 | 29,9 | 26,9 | 0,031 | 30,3 | 32,2 | 52,3 | 25,7 | 14,0 | 1,4 | 0,39 | 71,6 | 29,6 | 13,00 | 1,21 | 0,99 | 0,15 |
| 5 | 130,3 | 111,8 | 0,030 | 62,7 | 61,1 | 38,3 | 34,1 | 17,7 | 1,4 | 0,51 | 137,2 | 83,2 | 16,24 | 1,50 | 2,60 | 0,25 |
| 6 | 117,5 | 89,5 | 0,018 | 67,1 | 99,4 | 49,5 | 36,9 | 18,2 | 1,4 | 0,48 | 144,5 | 35,9 | 13,92 | 1,42 | 2,74 | 0,15 |
| 7 | 50,0 | 49,8 | 0,093 | 88,4 | 27,1 | 39,2 | 25,2 | 20,3 | 1,8 | 0,44 | 38,1 | 63,7 | 13,92 | 1,20 | 2,41 | 0,18 |
| 8 | 215,3 | 172,4 | 0,019 | 116,3 | 70,9 | 51,3 | 47,1 | 23,1 | 1,7 | 0,38 | 33,5 | 59,9 | 33,64 | 2,6 | 8,08 | 0,58 |
| 9 | 113,2 | 87,8 | 0,019 | 57,1 | 74,2 | 46,2 | 46,2 | 25,2 | 2,1 | 0,45 | 46,2 | 56,2 | 15,08 | 1,30 | 3,51 | 0,29 |
| Media | 117,5 | 97,9 | 0,033 | 64,2 | 52,7 | 54,8 | 36,4 | 20,1 | 1,7 | 0,44 | 71,5 | 58,1 | 16,4 | 1,40 | 4,15 | 0,29 |
| [†]CV | 46,4 | 45,7 | 74,6 | 39,2 | 47,9 | 40,1 | 44,2 | 26,5 | 22,7 | 15,7 | 57,5 | 44,7 | 39,9 | 30,7 | 61,2 | 49,1 |

N_0 ; N potencialmente mineralizable aeróbico; N_{0kf} ; N potencialmente mineralizable aeróbico con tasa ajustada; k , tasa de mineralización (semana⁻¹); N_e , mineralización bruta (mg kg⁻¹); N_{an} , N anaeróbico (mg kg⁻¹); N_{qco} , N lábil químico (mg kg⁻¹); N_{hid} , N lábil químico sustrayendo el N inicial (mg kg⁻¹); $N-NO_3$, N de nitratos (mg kg⁻¹); N_{205} , N orgánico y mineral con longitud de onda de 205 nm; N_{260} , N extraíble con longitud de onda de 260 nm; N_{ma} , mineralización aparente de N (kg ha⁻¹); N_{abs} , N absorbido por el trigo a cosecha (kg ha⁻¹); COT , C orgánico total (g kg⁻¹), N_t , N total (g kg⁻¹), $COPt$, C orgánico particulado (g kg⁻¹) y $NOPt$, N en la materia orgánica particulada (g kg⁻¹). [†]CV= Coeficiente de variación.

Teniendo en cuenta la cantidad de Nt (**Tabla 7**) que representa cada índice propuesto; también denominada fracción activa del N (El Gharous et al., 1990), el que representó a la mayor proporción fue el NOPt, con un total del 19,7%; seguido por el N_0 y N_{0kf} con el 5,8 y 4,7% del Nt, respectivamente. Keeney (1982) demostró que la cantidad que representaba el N_0 era del 1 al 3% del Nt, en cambio Stanford & Smith (1972) asignaron rangos más amplios, que oscilaban entre 5 y 40% del Nt. El Gharous et al. (1990) reportaron valores del N de la fracción activa en el rango de 7-22% del Nt para suelos superficiales, áridos y semiáridos de Marruecos. La fracción activa del N que representó el Ne fue superior a lo propuesto por Sharifi et al. (2008) y Dessureault-Rompré et al. (2010), donde ambos propusieron un valor promedio de 1,3% del Nt en 0-15 cm, aunque los primeros trabajaron en suelos semiáridos y húmedos de Canadá; y los otros autores para 56 suelos de cuatro ecozonas diferentes del mismo país. El N_{qco} y el N_{hid} fueron superiores a los citados por Schomberg et al. (2009) en 9 suelos del sureste de EE.UU para 0-15 cm. Stockdale & Rees (1994) detectaron que el índice con menor proporción del Nt fue el N_{hid} en suelos de Escocia para 0-30 cm. Los valores de N_{ma} y N_{abs} fueron semejantes en los valores obtenidos. Teniendo en cuenta la fracción activa de N según los grupos separados por el análisis de cluster por similitud entre los suelos estudiados, se pudo observar diferencias en algunos índices como fue el caso de Ne, N_{an} , $N-NO_3$ y N_{ma} , siendo mayores para el grupo A. Dessureault-Rompré et al. (2010) comprobaron relaciones negativas entre pH y Ne, por lo que este efecto podría atribuirse a los suelos de este grupo ya que son los que tienen mayor pH.

Tabla 7. Representación porcentual de la fracción activa de nitrógeno total de cada índice de mineralización.

| Relación índices/Nt | N ₀ | N _{Okf} | Ne | Nan | Nqco | Nhid | N-NO ₃ | Nma | Nabs | NOPt |
|---------------------|----------------|------------------|------------|------------|------------|------------|-------------------|------------|------------|-------------|
| | (%) | | | | | | | | | |
| Todos los suelos | 5,8 | 4,7 | 3,4 | 2,7 | 2,7 | 1,6 | 1,2 | 1,7 | 1,4 | 19,7 |
| Grupo A | 5,8 | 5,1 | 3,7 | 3,0 | 3,0 | 1,7 | 1,3 | 2,0 | 1,3 | 18,6 |
| Grupo B | 5,8 | 4,6 | 2,3 | 1,9 | 3,0 | 2,0 | 0,8 | 0,9 | 1,3 | 22,0 |

N₀; N potencialmente mineralizable aeróbico; N_{Okf}; N potencialmente mineralizable aeróbico con tasa ajustada; k, tasa de mineralización (semana⁻¹); Ne, mineralización bruta (mg kg⁻¹); Nan, N anaeróbico (mg kg⁻¹); Nqco, N lábil químico (mg kg⁻¹); Nhid, N lábil químico menos el N inicial (mg kg⁻¹); N-NO₃, N de nitratos (mg kg⁻¹); Nma, Mineralización aparente de N (kg ha⁻¹); Nabs, N absorbido por trigo en madurez fisiológica (kg ha⁻¹); Nt, N total (g kg⁻¹).

3.4. Relaciones entre los índices de mineralización de nitrógeno

El análisis de cluster en base a similaridad entre los métodos químicos y biológicos, separó dos grupos (**Figura 6**), según índices que reflejan los relacionados con la mineralización durante el ciclo del cultivo (grupo A) y el estado actual del suelo (grupo B). Dentro del grupo A, se observaron 3 métodos muy próximos entre sí, Nqco; Nhid y Nan, que cuantifican el N soluble e inorgánico (St. Luce et al., 2011), con menor proximidad el Ne junto al Nabs y una menor similaridad del Nma que se diferencia del resto. El grupo B, en cambio se conforma de las fracciones orgánicas e inorgánicas del C y del N, donde el COT y N-NO₃ se diferencian del Nt, N₂₀₅, N₂₆₀, NOPt, y en menor medida del COPt. Vale aclarar que en este estudio, las metodologías de N₂₀₅ y N₂₆₀ están más asociadas a las formas más lábiles del C y N. Serna & Pomares (1992) informaron que el N₂₆₀ realizaba una estimación del N orgánico, mientras que en este caso la similitud fue mayor con el NOPt (**Figura 6**).

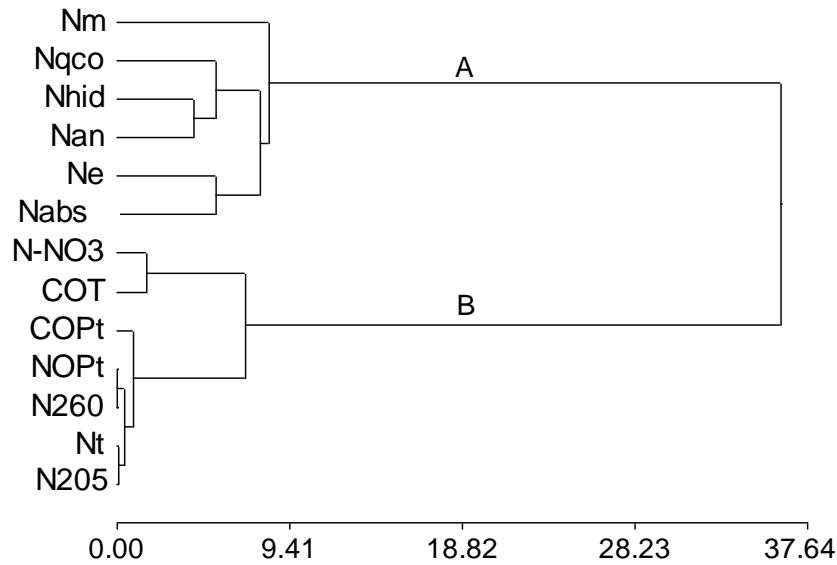


Figura 6. Análisis de clúster con diferencias de Ward para todos los índices rápidos de mineralización planteados.

Se observaron relaciones muy estrechas ($p < 0,001$) entre el N_0 y el N_{0kf} para los 9 sitios estudiados (**Figura 7**), en coincidencia a lo hallado por Schomberg et al. (2009). Esto confirma que estandarizando la tasa de mineralización (k) en un valor predeterminado (Wang et al., 2001), podría cuantificarse en forma precisa y mayor sencillez el N_0 de los suelos de textura franca-francoarcillosa estudiados. La escasa relación hallada entre el N_0 y N_{an} (**Tabla 8**) también ha sido verificada por Scott et al. (2005) en suelos forestales y agrícolas de EE.UU y por Curtin & McCallum (2004) en suelos con diferentes historias de manejos de Nueva Zelanda. Se encontraron relaciones altamente positivas ($p < 0,001$) entre el N_0 con el COT, el N_t y sus fracciones como en otros estudios (Jalil et al., 1996; Sharifi et al., 2007b; Nyiraneza et al., 2011). Las relaciones fueron aún más estrechas con el C y N de las fracciones particuladas, las que realizan un aporte rápido de nutrientes bajo SD (Galantini et al., 2000) e influyen sobre los ciclos de C y N (Mallory & Griffin, 2008).

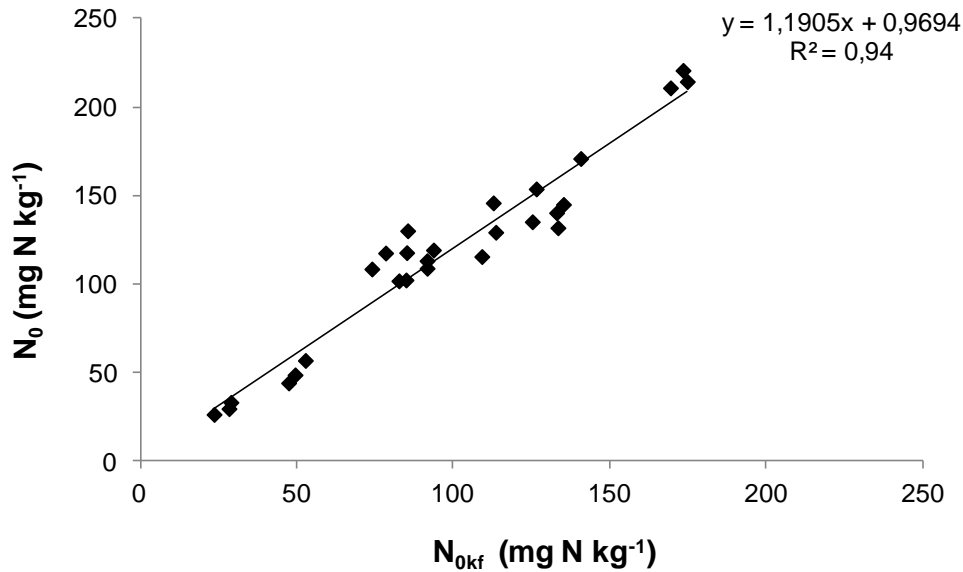


Figura 7. Relación entre el nitrógeno potencialmente mineralizable con la tasa variable (N_0) y con la tasa fija (N_{0kf}).

Se detectaron relaciones significativas inversas del N_0 y el N_{an} con k ($p < 0,05$), en coincidencia con lo hallado por Paustian & Bonde (1987) y Wang et al. (2003). La relación positiva entre N_0 y N_{hid} fue semejante a la hallada por Curtin & Wen (1999), en suelos cultivados de Canadá, quienes reportaron un $R^2 = 0,13$ para la profundidad de 0-15 cm. Entre el N_0 y el N_e la correlación fue similar a la reportada por Nyiraneza et al. (2011), cuyos valores de r fueron de 0,63 para ambientes húmedos bajo LC y para la profundidad de 0-7,5 cm. El N_{0kf} mantuvo relaciones significativas positivas con N_e y con C, N y sus fracciones. Como era de esperable, correlaciones altamente significativas ($p < 0,001$) se observaron entre el COT y N_t (Sharifi et al., 2007b; Schomberg et al., 2009). La relación del COT con CO_{Pt} , a pesar de ser significativa mantuvo un bajo ajuste, debido a que la fracción particulada representa una pequeña fracción del total y es mucho más variable.

Tabla 8. Coeficientes de Correlación (r) entre los índices de mineralización de nitrógeno.

| <i>r</i> | N ₀ | N _{0kf} | <i>k</i> | Ne | Nan | Nqco | Nhid | N-NO ₃ | N ₂₀₅ | N ₂₆₀ | Nma | Nabsc | COT | Nt | COPt | NOPt |
|-------------------|----------------|------------------|--------------|-------------|-------------|--------------|-----------|-------------------|------------------|------------------|--------------|-----------|-------------|-------------|-------------|-----------|
| N ₀ | 1 | *** | * | ** | * | <i>ns</i> | * | <i>ns</i> | * | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | *** | *** | *** | *** |
| N _{0kf} | 0,97 | 1 | <i>ns</i> | ** | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | * | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | *** | *** | *** | *** |
| <i>k</i> | -0,42 | -0,3 | 1 | <i>ns</i> | * | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> |
| Ne | 0,53 | 0,50 | 0,18 | 1 | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | ** | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | *** | *** | * | ** |
| Nan | 0,39 | 0,25 | -0,44 | 0,25 | 1 | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | * | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> |
| Nqco | 0,29 | 0,32 | -0,12 | -0,21 | -0,17 | 1 | *** | * | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | * | <i>ns</i> | <i>ns</i> | *** | <i>ns</i> |
| Nhid | 0,40 | 0,31 | -0,27 | 0,08 | 0,35 | 0,68 | 1 | * | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | ** | <i>ns</i> |
| N-NO ₃ | 0,21 | 0,19 | -0,23 | 0,24 | 0,03 | -0,45 | -0,43 | 1 | * | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> |
| N ₂₀₅ | 0,43 | 0,47 | 0,11 | 0,58 | 0,06 | -0,09 | -0,03 | 0,41 | 1 | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | * | <i>ns</i> | <i>ns</i> | ** |
| N ₂₆₀ | 0,04 | 0,11 | 0,15 | 0,07 | 0,18 | 0,22 | 0,22 | -0,34 | 0,16 | 1 | * | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> |
| Nma | -0,07 | -0,09 | -0,19 | -0,22 | 0,49 | -0,21 | -0,13 | -0,19 | -0,36 | 0,38 | 1 | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | * | * |
| Nabsc | 0,11 | 0,03 | -0,08 | 0,1 | -0,07 | -0,39 | -0,06 | 0,32 | -0,36 | 0,22 | -0,03 | 1 | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> |
| COT | 0,70 | 0,65 | -0,19 | 0,73 | 0,32 | -0,07 | 0,27 | 0,14 | 0,41 | -0,13 | -0,3 | 0,07 | 1 | *** | ** | *** |
| Nt | 0,73 | 0,67 | -0,26 | 0,70 | 0,42 | -0,02 | 0,35 | 0,06 | 0,31 | -0,18 | -0,17 | 0,08 | 0,98 | 1 | ** | *** |
| COPt | 0,84 | 0,86 | -0,21 | 0,39 | 0,03 | 0,62 | 0,5 | 0,03 | 0,35 | 0,003 | -0,43 | -0,1 | 0,58 | 0,58 | 1 | *** |
| NOPt | 0,85 | 0,89 | -0,18 | 0,51 | 0,03 | 0,37 | 0,33 | 0,17 | 0,55 | -0,056 | -0,46 | -0,09 | 0,76 | 0,71 | 0,91 | 1 |

En negrita y cursiva: correlaciones de Pearson con $p < 0,05$. N₀: N potencialmente mineralizable aeróbico; N_{0kf}: N potencialmente mineralizable con la tasa (*k*) fija (0,054 semana⁻¹), *k*, tasa de mineralización (semana⁻¹); Ne, mineralización bruta (mg kg⁻¹); Nan, N anaeróbico (mg kg⁻¹); Nqco, N lábil químico (mg kg⁻¹); Nhid, N lábil químico menos el N inicial (mg kg⁻¹); N-NO₃, N de nitratos (mg kg⁻¹); N₂₀₅, N orgánico y mineral con longitud de onda 205 nm; N₂₆₀, N extraíble con longitud de onda 260 nm; Nma, mineralización aparente de N (kg ha⁻¹); Nabs, N absorbido por trigo en madurez fisiológica (kg ha⁻¹); COT, carbono orgánico total (g kg⁻¹), Nt, N total (g kg⁻¹), COPt, CO particulado (g kg⁻¹) y NOPt, N en la materia orgánica particulada (g kg⁻¹). *, **, ***, *ns*; correlación significativa a 0,05; 0,01; 0,001 y no significativo ($p > 0,05$), respectivamente.

Para los índices determinados por UV, N_{205} demostró relaciones significativas con N_0 , N_{0kf} y N_e . Los niveles de correlación fueron semejantes a los hallados por Nyiraneza et al. (2011) en ensayos bajo LC en ambientes húmedos de Canadá. La relación significativa y positiva entre N_{205} y $N-NO_3$, podría explicarse debido a que a la longitud de onda utilizada, se miden el N orgánico y a su vez, una fracción del N inorgánico (St. Luce et al., 2011). El N_{260} se relacionó únicamente con el N_{ma} . A su vez, MacLean (1964) encontró elevadas correlaciones del N_{260} con el N absorbido en avena (*Avena sativa* L.) en condiciones controladas de crecimiento.

3.5. Relaciones entre los índices de mineralización de N y las propiedades edáficas

Tanto el N_0 como el N_{0kf} establecieron relaciones significativas con la mayoría de los parámetros químicos y físicos evaluados (**Tabla 9**), especialmente con las dos fracciones de C particulado, COPg y COPf. El N_0 y N_{0kf} mantuvieron elevadas y positivas relaciones significativas ($r > 0,90$; $p < 0,001$) con el COPf, fracción de labilidad intermedia (Benbi et al., 2014). A su vez, Haynes (2005) reportó que el COP es altamente lábil y constituye una fuente de N en varios suelos agrícolas.

También se observaron correlaciones altamente significativas con el NOPf ($r > 0,85$). Esto contrasta con Sharifi et al. (2007b), quienes hallaron escasa relaciones del N_0 con COP y NOP en diferentes clases de suelos, incluidos molisoles. La alta relación encontrada del N_0 con las fracciones orgánicas, se debe a que en estas incluyen los microorganismos del suelo y sus productos (Benbi et al., 2012), los que pueden afectar la mineralización. Con respecto a los CH, sus estrechas relaciones con el N_0 y N_{0kf} , se debieron a sus estructuras químicas, ya que son una fuente rápida de energía para los microorganismos (Cheshire, 1979). Las relaciones entre el COT y N_t con CHt sugirieron la

existencia de un enriquecimiento de CH en la MO bajo SD (Angers et al., 1993).

Tabla 9. Coeficientes de correlación entre los índices de mineralización de nitrógeno y las propiedades edáficas.

| | COPg | COPf | CHt | CHs | NOPg | NOPf | pH | Pe | A | L | a | C:N |
|-------------------------|--------------------|--------------------|---------------------|---------------------|--------------------|---------------------|---------------------|--------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| N₀ | 0,53** | 0,91*** | 0,83*** | 0,80*** | 0,50** | 0,85*** | 0,71*** | 0,50** | -0,95*** | 0,92*** | 0,39* | 0,34 ^{ns} |
| N_{0kf} | 0,58** | 0,92*** | 0,80*** | 0,76*** | 0,61*** | 0,88*** | 0,64*** | 0,48** | -0,99*** | 0,90*** | 0,51** | 0,39* |
| k | 0,12 ^{ns} | 0,24 ^{ns} | -0,27 ^{ns} | -0,32 ^{ns} | 0,19 ^{ns} | 0,16 ^{ns} | 0,40* | 0,37 ^{ns} | 0,21 ^{ns} | 0,37 ^{ns} | 0,20 ^{ns} | 0,17 ^{ns} |
| Ne | 0,02 ^{ns} | 0,57** | 0,58** | 0,58*** | 0,12 ^{ns} | 0,63*** | 0,27 ^{ns} | 0,27 ^{ns} | 0,56** | 0,43* | 0,44* | 0,60*** |
| Nan | 0,18 ^{ns} | 0,16 ^{ns} | 0,41* | 0,45* | 0,30 ^{ns} | 0,12 ^{ns} | 0,06 ^{ns} | 0,57** | 0,23 ^{ns} | 0,18 ^{ns} | 0,18 ^{ns} | -0,19 ^{ns} |
| Nqco | 0,85*** | 0,38 ^{ns} | 0,38 ^{ns} | 0,28 ^{ns} | 0,71*** | 0,24 ^{ns} | 0,30 ^{ns} | 0,04 ^{ns} | 0,27 ^{ns} | 0,24 ^{ns} | 0,14 ^{ns} | -0,23 ^{ns} |
| Nhid | 0,55** | 0,39* | 0,46* | 0,54** | 0,20 ^{ns} | 0,33 ^{ns} | 0,33 ^{ns} | 0,17 ^{ns} | 0,27 ^{ns} | 0,26 ^{ns} | 0,11 ^{ns} | -0,15 ^{ns} |
| N-NO₃ | 0,19 ^{ns} | 0,17 ^{ns} | -0,03 ^{ns} | -0,07 ^{ns} | 0,03 ^{ns} | 0,21 ^{ns} | 0,15 ^{ns} | 0,24 ^{ns} | 0,26 ^{ns} | 0,25 ^{ns} | 0,10 ^{ns} | 0,4* |
| N₂₀₅ | 0,07 ^{ns} | 0,48* | -0,13 ^{ns} | 0,29 ^{ns} | 0,26 ^{ns} | 0,58** | 0,14 ^{ns} | -0,55** | -0,54** | 0,35 ^{ns} | 0,54** | 0,68*** |
| N₂₆₀ | 0,12 ^{ns} | 0,07 ^{ns} | 0,33 ^{ns} | -0,03 ^{ns} | 0,04 ^{ns} | -0,08 ^{ns} | -0,33 ^{ns} | 0,01 ^{ns} | -0,11 ^{ns} | -0,11 ^{ns} | 0,43* | -0,28 ^{ns} |
| Nma | 0,40* | 0,39* | -0,13 ^{ns} | -0,17 ^{ns} | 0,31 ^{ns} | 0,45* | 0,38 ^{ns} | 0,06 ^{ns} | 0,16 ^{ns} | 0,19 ^{ns} | 0,001 ^{ns} | -0,64*** |
| Nabs | 0,19 ^{ns} | 0,02 ^{ns} | 0,20 ^{ns} | -0,16 ^{ns} | 0,39* | 0,01 ^{ns} | 0,31 ^{ns} | 0,47* | 0,05 ^{ns} | 0,27 ^{ns} | 0,38 ^{ns} | 0,04 ^{ns} |
| COT | 0,14 ^{ns} | 0,78*** | 0,77*** | 0,89*** | 0,14 ^{ns} | 0,85*** | 0,60*** | 0,48* | 0,66*** | 0,67*** | 0,22 ^{ns} | 0,70*** |
| Nt | 0,16 ^{ns} | 0,77*** | 0,82*** | 0,92*** | 0,10 ^{ns} | 0,81*** | 0,62*** | 0,46* | 0,65*** | 0,68*** | 0,19 ^{ns} | 0,56*** |
| COPt | 0,86*** | 0,95*** | 0,83*** | 0,75*** | 0,74*** | 0,86*** | 0,73*** | 0,36 ^{ns} | 0,86*** | 0,82*** | 0,38* | 0,36 ^{ns} |
| NOPt | 0,62*** | 0,96*** | 0,77*** | 0,80*** | 0,70*** | 0,98*** | 0,52** | 0,65*** | 0,90*** | 0,82*** | 0,49* | 0,66*** |

En negrita: las correlaciones de Pearson con $p < 0,05$. COPg, carbono orgánico particulado grueso (g kg^{-1}); COPf, carbono orgánico particulado fino (g kg^{-1}); CHt, carbohidratos totales (mg kg^{-1}); CHs, carbohidratos solubles (mg kg^{-1}); NOPg, nitrógeno orgánico particulado grueso (g kg^{-1}); NOPf, nitrógeno orgánico particulado fino (g kg^{-1}); pH, potencial Hidrogeno; Pe, Fósforo extraíble (mg kg^{-1}); Textura: A, Arena; L, Limo; a, arcilla; C:N, relación carbono-nitrógeno. *, **, ***, ns; correlación significativa a 0,05; 0,01; 0,001 y no significativo ($p > 0,05$), respectivamente.

Teniendo en cuenta la textura del suelo, las altas correlaciones negativas del N_0 y N_{0kf} con las arenas y positivas con el limo, demuestran que estos suelos poseen un bajo contenido de arcilla, a excepción del suelo 8. Las relaciones negativas del N_0 con la arena, coincide a lo hallado por otros autores (Dessureault-Rompré et al., 2010; Mariano et al., 2013). Hassink (1995) concluyó que la textura del suelo determina la proporción de cada tipo de material orgánico y que los suelos arenosos, tienen la materia orgánica fácilmente descomponible. El Ne mantuvo relaciones significativas ($p < 0,05$), con bajo ajuste con COPf y NOPf, y también con arenas, limo y arcilla. Esto es debido a que esta metodología representa el flujo de mineralización que se ocasiona luego del rehidratado, por lo que resulta ser muy dependiente de las fracciones lábiles (Sharifi et al., 2008). La correlación significativa ($p < 0,05$)

existente entre el Nan y los CH tanto totales como solubles, se puede explicar del hecho de que el primer paso de la amonificación, es llevado a cabo mayoritariamente por microorganismos heterótrofos, quienes utilizan sustratos de C (polisacáridos) como fuente de energía (Benbi & Richter, 2002). El Nqco mantuvo estrechas relaciones con COPg y NOPg, en coincidencia a lo hallado por Schomberg et al. (2009). También se observaron relaciones significativas ($p < 0,05$) con bajos ajustes del Nhid con COPg y COPf, como así con los CHt y CHs ($p < 0,01$).

La correlación más elevada del N_{205} , fue con la relación C:N del suelo entero, sin embargo, también se hallaron relaciones con COPf y NOPf. Además se evidenciaron relaciones altamente significativas ($p < 0,01$) de este índice con las arenas, arcillas y con Pe.

3.6. Predicción del nitrógeno potencialmente mineralizable

De los 9 índices rápidos, el método Stepwise ($p < 0,05$) seleccionó 3, 3 y 1 variables para la predicción de N_0 , N_{0kf} y k , respectivamente (**Tabla 10**). En nuestro estudio se observó que para el N_0 y N_{0kf} , las ecuaciones que las predecían estaban conformadas por el Nt (NOPt) y el Nan. Las fracciones particuladas son de alta labilidad (Galantini, 2005) y pueden liberar nutrientes en el corto plazo (Galantini & Landriscini, 2007). En cambio, el Nan es un método biológico en el cual se cuantifica el N-NH₄ soluble sumado al N que se mineraliza por acción de los microorganismos en condiciones anaeróbicas. Este N está muy relacionado con las fracciones lábiles del COT (Benbi & Richter, 2002). Para el N_0 , la regresión múltiple incluye al COPt mientras que cuando se usa un valor constante de k , la variable que ingresa como regresora es el COT. Esto demostraría que debido a la alta variabilidad del COP en la región donde se realizó este trabajo, esta fracción lábil afectó al "pool" mineralizable del N orgánico. Schomberg et al. (2009) informaron un elevado

ajuste en la predicción del N_0 mediante dos índices de mineralización con $R^{2\text{ajust}}=0,85$, siendo las variables retenidas por el modelo, N_t y el flujo de CO_2 durante 3 días.

Tabla 10. Modelos para la predicción del nitrógeno potencialmente mineralizable, con tasa variable y fija, y de la tasa de mineralización

| Variable dependiente | <i>n</i> | Variable regresoras | Parametro estimado | error estándar | p-valor | R^2 | R^2 ajust. |
|----------------------|----------|---------------------|--------------------|----------------|---------|-------|--------------|
| N_0 | 27 | constante | -10,9 | 12,2 | 0,3777 | 0,87 | 0,86 |
| | | NOPt | 186,7 | 66,2 | 0,0097 | | |
| | | Nan | 0,8 | 0,2 | 0,0001 | | |
| | | COPt | 8,1 | 3,8 | 0,0450 | | |
| N_{0kf} | 27 | constante | 4,5 | 10,1 | 0,6634 | 0,87 | 0,86 |
| | | NOPt | 332,1 | 36,9 | <0,0001 | | |
| | | Nan | 0,5 | 0,1 | 0,0012 | | |
| | | COT | -1,8 | 0,9 | 0,0456 | | |
| <i>k</i> | 27 | constante | 0,06 | 0,01 | 0,0001 | 0,20 | 0,19 |
| | | Nan | -0,0054 | 0,0022 | 0,0206 | | |

Todas las ecuaciones de predicción son del tipo $y = \text{constante} + \text{pendiente} (x)$

Como ha sido mencionado anteriormente, el $COPt$ y $NOPt$ mantienen relaciones con el N_0 , por lo que realizaron las regresiones dividiendo al $COPt$ y $NOPt$ en las fracciones mayores a 100 micrones ($COPg$ y $NOPg$) y de 53-100 micrones ($COPf$ y $NOPf$). Se obtuvieron mayores grados de explicación para N_0 y similar con N_{0kf} (**Figura 8**), con un menor número de variables, siendo:

$$N_0 = 11,56 + 28,45(COPf) + 0,53(Nan), R^{2\text{ajust}} = 0,88 \quad (p < 0,05)$$

$$N_{0kf} = 30,71 + 24,49(COPf), R^{2\text{ajust}} = 0,85 \quad (p < 0,05)$$

Para la tasa de mineralización (k) no se produjeron diferencias en la predicción ni fue modificada la variable regresora seleccionada por el método Stepwise ($p < 0,05$).

Chalk & Waring (1970) trabajando con diferentes tipos de suelos, no pudieron encontrar mejoras en las predicciones del N absorbido en plantas de arroz introduciendo en las regresiones múltiples más de un índice de mineralización.

Gallagher & Bartholomew (1964) hallaron que las predicciones de disponibilidad de N, eran más precisas cuando se combinaban con los índices

de N y las condiciones del suelo. Mientras que Ros et al. (2011) recomendaron la combinación de los índices de mineralización junto a las propiedades del suelo en regresiones múltiples.

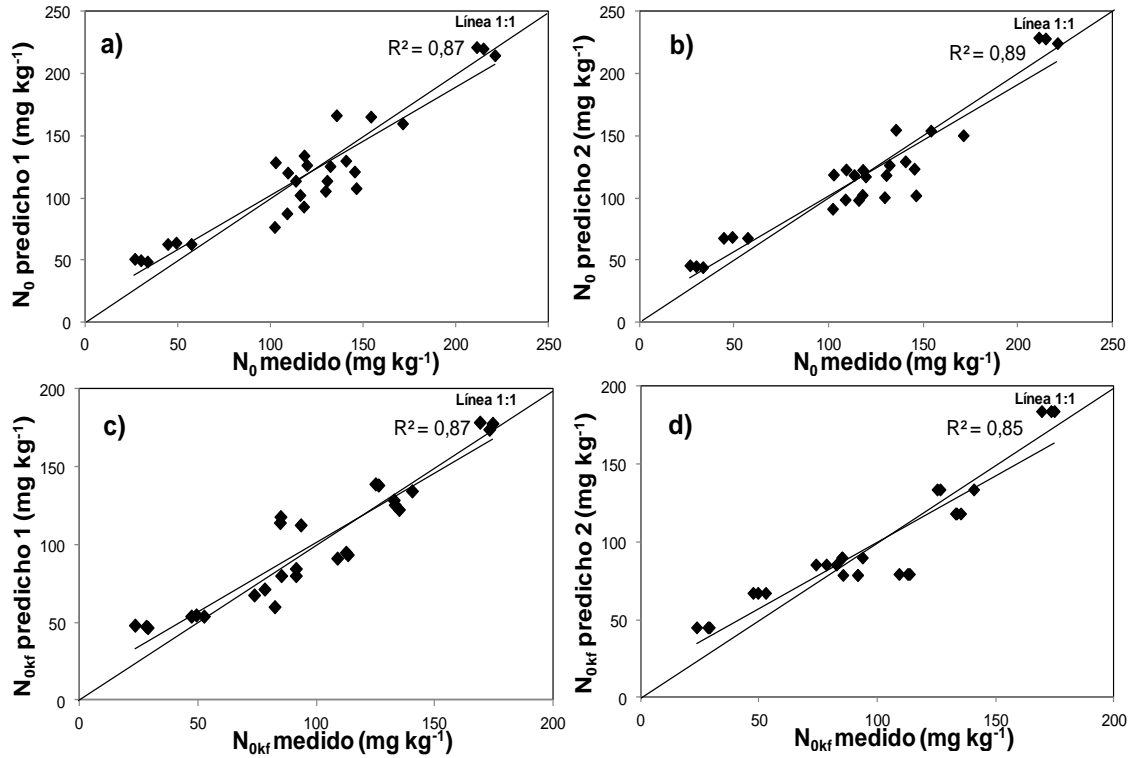


Figura 8. a y b: Nitrógeno potencialmente mineralizable (N_0) estimado en base a tres variables (predicho1) y dos variables (predicho2) vs N_0 medido; **c y d:** N_0 con tasa fija (N_{0kf}) estimado en base a tres variables (predicho1) y una variable (predicho2) vs N_{0kf} medido.

Con todas las variables químicas y físicas del suelo, junto a los índices de mineralización se realizaron regresiones múltiples. De las 22 variables seleccionadas, el método Stepwise ($p < 0,05$) retuvo 3, 4 y 3 variables regresoras para la predicción de N_0 , N_{0kf} y k , respectivamente (**Tabla 11**).

Estos resultados al igual que lo hallado por Dessureault-Rompré et al. (2010) indican que las variaciones del N_0 pueden ser explicadas en gran medida, a través de índices rápidos y propiedades edáficas tanto químicas como físicas, especialmente según la clase textural. Estos autores en sus ecuaciones de predicción del N_0 , también encontraron a las arenas como componente de las ecuaciones, al igual que lo hallado en este estudio.

Tabla 11. Predicción del nitrógeno potencialmente mineralizable con tasa variable y fija, y determinación de la tasa de mineralización mediante regresiones múltiples.

| Variable dependiente | <i>n</i> | Variable regresoras | Parametro estimado | error estándar | p-valor | R ² | R ² ajust. |
|----------------------|----------|---------------------|--------------------|----------------|---------|----------------|-----------------------|
| N ₀ | 27 | constante | 85,11 | 42,06 | 0,0548 | 0,96 | 0,96 |
| | | Arena | -0,29 | 0,02 | <0,0001 | | |
| | | pH | 22,97 | 5,11 | 0,0002 | | |
| | | Nan | 0,43 | 0,09 | 0,0001 | | |
| N _{0kf} | 27 | constante | 320,11 | 22,86 | <0,0001 | 0,99 | 0,99 |
| | | Arena | -0,26 | 0,02 | <0,0001 | | |
| | | C:N | -14,44 | 2,17 | <0,0001 | | |
| | | NOPt | 181,19 | 35,18 | <0,0001 | | |
| | | COPt | -5,91 | 1,42 | 0,0004 | | |
| | | pH | 5,93 | 2,26 | 0,0159 | | |
| <i>k</i> | 27 | constante | 0,21 | 0,05 | 0,0008 | 0,50 | 0,44 |
| | | Nan | -0,0064 | 0,0019 | 0,0022 | | |
| | | pH | -0,03 | 0,01 | 0,043 | | |
| | | Ne | 0,0051 | 0,0018 | 0,0106 | | |

Todas las ecuaciones de predicción son del tipo $y = \text{constante} + \text{pendiente} (x)$.

4. Conclusiones

El Nan es un buen indicador del proceso de mineralización en estos suelos debido a que participa en todas las predicciones del N potencialmente mineralizable medido en el largo plazo. Además es una metodología de corta duración y de sencillo procedimiento.

El uso de índices rápidos de mineralización de N y algunas propiedades edáficas, permite predecir con mucha certeza el N potencialmente mineralizable de algunos suelos contrastantes del SO bonaerense. Esto sumado a que utilizando un valor constante en la tasa de mineralización, podemos estimar el N que se mineralizará durante la estación de crecimiento de cultivo.

Dentro de lo metodológico, se pudo verificar que el C de la fracción particulada entre 53 y 100 micrones (COPf) podría ser un mejor índice de la mineralización de N que el COPt.

Capítulo II

Mineralización a campo e índices de mineralización

1. Introducción

Como ha sido mencionado en el **Capítulo** previo, la mayoría de las estimaciones de la contribución de N por mineralización del suelo, se basan en las incubaciones aeróbicas durante largos períodos (Stanford & Smith, 1972). Una de las principales desventajas de estas metodologías es que demanda mucho tiempo operativo (Walley et al., 2002). Es por eso que se han desarrollado diferentes métodos biológicos y químicos, rápidos y sencillos para la determinación del potencial de mineralización de N orgánico (Keeney, 1982; Jalil et al., 1996; Bundy & Meisinger, 1994, Echeverría et al., 1994; Griffin, 2008). Los procedimientos de laboratorio, en general no logran incluir los factores ambientales responsables de regular la tasa de mineralización. Los métodos químicos permiten obtener sólo el tamaño del “pool” de N mineralizable y no miden a los factores que regulan la tasa. Mientras que, los biológicos miden el “pool” de N mineralizable y pueden dar evidencia de la calidad del sustrato mediante el desarrollo de una constante de velocidad. Según Curtin & Campbell (2008) los métodos químicos pueden ser más rápidos y precisos que los procedimientos biológicos para producir un índice adecuado de la mineralización de N del suelo (Sharifi et al., 2007a; St. Luce et al., 2011). En cambio, las determinaciones a campo tienen el potencial de incluir los efectos de los factores que regulan la tasa de mineralización, integrando los factores ambientales e incluyendo la calidad del sustrato. En esto radica el interés de aplicar estos métodos, en las regiones semiáridas y subhúmedas, principalmente por las condiciones climáticas particulares. Sin embargo, sería necesario detectar una metodología rápida que correlacione altamente con los métodos a campo (Campbell et al., 1984). Igualmente estos últimos son

esenciales para lograr calibraciones correctas de los métodos biológicos y químicos (Rice & Havlin, 1994). Es decir, el éxito de la predicción de las necesidades de N del cultivo depende en gran medida de la calibración de un índice o estimación de N mineralizado medido a campo. Sin embargo, pocos estudios han examinado la relación entre los índices de mineralización de N y las medidas tomadas en base a ensayos realizados a campo (Sharifi et al., 2007a; Nyiraneza et al., 2009). El principal inconveniente de las técnicas de mineralización a campo, es que los resultados no pueden ser extrapolados a otras condiciones, siendo específicos para un determinado sistema de cultivo, lugar y situación climática (Nyiraneza et al., 2011).

Una de estas técnicas es el balance de masa de N propuesto por Meisinger (1984), García & Davedere (2007) y Alvarez & Steinbach (2010), que se calcula mediante la siguiente ecuación:

Entradas N = N salidas

$$N_f + N_a + N_{min} + N_{ii} = N_{abs} + N_g + N_e + N_l + N_{iin} + N_f \quad [Ec. 3]$$

N_f = N aportado por el fertilizante

N_a = N proporcionada por la fijación y / o la lluvia biológica

N_{min} = N mineralizado de MO

N_{ii} = inicial N inorgánico

N_{abs} = absorción de N por la planta

N_g = N pierde en forma gaseosa (N_2 , N_2O o NH_3)

N_l = N perdió por lixiviación

N_e = N perdido por la erosión

N_{iin} = N inmovilizado

N_f = cosecha N inorgánico

Cuando se considera que las pérdidas de N por las diferentes vías son nulas, se puede definir al balance como mineralización aparente de N (Engels & Kuhlmann, 1993; Alvarez & Steinbach, 2010). La mineralización aparente de N

(Nma) puede no correlacionarse con la mineralización neta, pero permite obtener una mejor visión sobre la disponibilidad real de N para el cultivo (Michrina et al., 1981; Blankenau et al., 2000).

Las fracciones lábiles de la MO tienen una importante participación en la dinámica del N (Cozzoli et al., 2010). Estas están muy ligadas a la productividad por que influyen en la disponibilidad de nutrientes (Wander, 2004). La MOP está principalmente compuesta de los residuos vegetales parcialmente descompuestos y puede proporcionar un 25 a 60% del N mineralizado (Ford & Greenland, 1968), sin embargo, Boone (1994) encontró que el COP sólo contribuye 2 a 13% del N mineralizado. Otra fracción lábil de C de gran importancia, la constituyen los hidratos de carbono (CH), que son utilizados como sustrato energético por los microorganismos del suelo (Cheshire, 1979). Los microorganismos del suelo son la parte viviente de la MO y poseen roles críticos en el ciclado de C, N y el funcionamiento del ecosistema (Doran, 1987). Haynes & Francis (1993) sugirieron que los CH del suelo (CHs) extraídos con agua caliente son principalmente de origen microbiano, considerándose componentes fácilmente degradables que actúan como principales fuentes de energía para los microorganismos del suelo (Hu et al., 1997; González-Chávez et al., 2010). Los carbohidratos extraídos con ácido (CHt), incluyen además de estas fracciones, también a polisacáridos provenientes de plantas y de origen microbiano (Cheshire, 1979).

Además de las condiciones ya citadas, las propiedades edáficas químicas y físicas afectan la mineralización (Zebarth et al. 2009, St. Luce et al., 2011). Entre las propiedades químicas: pH, Nt, COT, relación C:N y Pe influyen en la actividad de los microorganismos, afectando la mineralización de N. Entre las

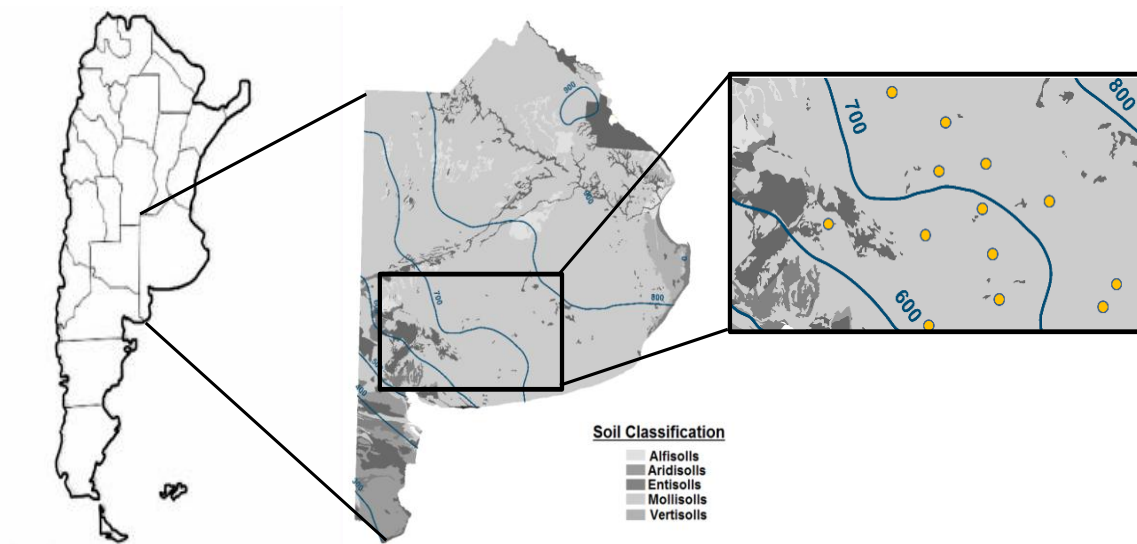
propiedades físicas, la más influyente es la textura. Hassink (1994b) ha informado el aumento en las tasas de mineralización en suelos de textura gruesa, debido a la menor protección física de la fracción lábil de la MO (Griffin, 2008; St. Luce et al., 2011). Del mismo modo, Hassink (1997) encontró una relación inversa entre el aumento del contenido de arcilla y la cantidad de N mineralizado, por una mayor protección de los nutrientes del ataque microbiano. Por lo tanto, es necesaria la utilización de propiedades químicas y físicas en modelos de regresión para relacionar la variación de los índices de N con diferentes condiciones de suelo (Ros et al., 2011). Además no existe información disponible para ambientes frágiles, como lo son los sitios ubicados en las regiones semiáridas y subhúmedas. Es por esto que la hipótesis planteada fue que es necesaria la medición de la mineralización a campo para calibrar los índices rápidos de mineralización en suelos de ambientes semiáridos y subhúmedos.

Los objetivos de este trabajo fueron: i) comparar la mineralización aparente N (N_{ma}) con varios índices rápidos de mineralización, ii) estudiar la relación del N_{ma} y los índices planteados con las fracciones orgánicas y iii) utilizando las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo en ecuaciones; poder predecir la N_{ma} en suelos bajo SD de estas regiones climáticas y compararlo con la predicción del N_{ma} mediante componentes principales. También, mediante la utilización de los índices de mineralización y atributos del suelo estimar el rendimiento del cultivo de trigo o cebada y la cosecha de N.

2. Materiales y Métodos

2.1. Descripción del sitio, muestreo del suelo y las plantas

Las muestras de suelo se obtuvieron de 78 lotes agrícolas bajo SD (**Figura 10**), ubicados en el SOB, comprendiendo dos ambientes climáticos: semiárido (RSA) ($n=36$) y subhúmedo (RSH) ($n=42$).



La línea de isohietas separa los sitios por ambientes climáticos, semiárido (600-700 mm) y subhúmedo (700-800 mm). Círculos de color naranja representan los sitios muestreados.

Figura 9. Distribución de los suelos muestreados en el Sudoeste Bonaerense.

Las características de los diferentes sitios se muestran en la **Tabla 12**. En cada sitio, una variada cantidad de lotes destinados a trigo (*Triticum aestivum* L.) o cebada (*Hordeum vulgare* L.) fueron muestreados durante los años 2010 y 2011. En cada lote se seleccionaron tres áreas de muestreo georeferenciadas, homogéneas y uniformes de aproximadamente 50 m², siendo estas representativas de los lotes para reducir la variabilidad espacial. El muestreo se llevó a cabo en esas áreas de muestreo en las profundidades de 0-20 y 20-60 cm, durante el invierno antes de la siembra del cultivo.

Tabla 12. Características generales y climáticas de los sitios.

| Sitios | Locación | n | Clasificación Taxonómica | Cultivo antecesor % | Temperatura | | | Precipitaciones | |
|---------------------------|----------------|----|--------------------------|--|-------------|--------|-----|-----------------|-------|
| | | | | | Media | máx °C | mín | Anual mm | Ciclo |
| El Mioño (Mi) | García del Río | 2 | Haplustol Típico | Avena (50) Soja (50) Trigo (60) | 14,9 | 21,3 | 8,5 | 690 | 353 |
| Cumelén (Cu) | Las Oscuras | 17 | Argiustol Típico | Arveja (20) Maíz (20) | 15,0 | 21,4 | 8,6 | 669 | 317 |
| La Casilda (LC) | Saldungaray | 12 | Argiustol Típico | Trigo (74) Girasol (26) | 14,7 | 21,0 | 8,3 | 694 | 307 |
| La Betúm (LB) | Cnel. Rosales | 4 | Haplustol Entico | Cebada (100) | 14,9 | 21,3 | 8,6 | 664 | 285 |
| La Estancia (LE) | Cnel. Pringles | 4 | Haplustol Típico | Trigo (60) Cebada (20) Mijo(20) | 14,8 | 21,1 | 8,4 | 686 | 331 |
| El Puesto (EPu) | Falcón | 3 | Haplustol Típico | Trigo (100) | 15,0 | 21,2 | 8,6 | 692 | 331 |
| Hogar Funke (HF) | Tornquist | 9 | Argiudol Típico | Trigo (44) Girasol (44) Soja (12) Cebada (64) | 14,5 | 20,9 | 8,2 | 740 | 417 |
| El Martillo (EM) | Cnel Dorrego | 7 | Argiudol Típico | Girasol (12) Avena (12) Trigo (12) | 14,7 | 20,9 | 8,4 | 726 | 354 |
| Las Ruinas (LR) | Tornquist | 5 | Argiudol Típico | Cebada (40) Girasol (40) Avena (20) | 14,3 | 20,7 | 8,0 | 756 | 388 |
| El Pérdido (EP) | El Pérdido | 5 | Argiudol Típico | Trigo (60) Cebada (40) | 14,7 | 20,9 | 8,4 | 726 | 349 |
| Las Lomas (LLo) | Pigue | 4 | Argiudol Típico | Soja (100) | 13,8 | 20,2 | 7,5 | 796 | 464 |
| Cerro Manitoba (CM) | Tornquist | 4 | Argiudol Típico | Trigo (75) Girasol (25) | 14,5 | 20,9 | 8,2 | 741 | 497 |
| Estancia chica (EC) | Tornquist | 2 | Argiudol Típico | Girasol (100) | 14,4 | 20,8 | 8,0 | 753 | 535 |

RSA, ambiente semiárido; RSH, ambiente subhúmedo. Avena, *Avena sativa* L.; Girasol, *Helianthus annuus*; Soja, *Glycine max* L. Merr.; Maíz, *Zea mays* L.; Mijo, *Panicum miliaceum* L.

Valores entre parentésis en cultivos antecesores, indican % de ocupación del cultivo de los diferentes lotes de un mismo establecimiento.

El muestreo de biomasa aérea al momento de madurez fisiológica (Z90) se realizó en los mismos puntos georeferenciados que los suelos. El procedimiento consistió en tomar 2 submuestras de 2 metros lineales en cada uno de los tres puntos. Entonces se determinó MS y la concentración de N en grano y paja mediante Kjeldahl (Bremner, 1996). Esto permitió realizar un balance de masas de N, siguiendo la ecuación (Ec. 4) propuesta por Mesinger (1984); Cabrera & Kissel (1988); Alvarez & Steinbach (2010) y Bono & Alvarez (2013).

$$N_{min} = N_{if} - N_{ii} + N_{abs} - (N_f + N_I + N_{g_{(1+2)}} + N_e) \quad [Ec.4]$$

La cantidad de N agregado a la siembra como fertilizantes (N_f) se asumió como ganancias y las pérdidas fueron consideradas como insignificantes ($N_{g_{(1+2)}} + N_I + N_e$), ya que dadas por las condiciones climáticas y edáficas, la lixiviación (N_I), desnitrificación (N_{g_1}) y volatilización (N_{g_2}) fueron poco probables.

2.2. Análisis químicos y físicos

El N inorgánico se determinó mediante la extracción de 10 g de suelo refrigerado con KCl 2N y se determinó $N-NH_4^+$ y $N-NO_3^-$ por destilación con arrastre de vapor (Bremner & Mulvaney, 1982), en 0-20 y 20-60 cm. Las muestras de suelo 0-20 cm fueron secadas al aire y tamizaron por una malla de 2 mm. Luego se realizaron las siguientes determinaciones químicas para caracterizar los suelos: COT por combustión seca (Analizador automático LECO); Pe (Bray & Kurtz, 1945); pH (relación suelo: agua de 1:2,5); Nt (Bremner, 1996). Se supuso que el N orgánico es igual al Nt, porque en suelos con texturas gruesas el N inorgánico generalmente es muy bajo (Bono & Alvarez, 2013). Además se realizó la separación por tamaño de partículas (Galantini, 2005; Duval et al., 2013a), mediante el fraccionamiento físico como

fue descrito en el **Capítulo I**. De las tres fracciones obtenidas: i) gruesa (FG, 100-2000 micrones), ii) media (FM, 53-100 micrones), y iii) fina (FF, <53 micrones), se determinó C para FG y FM con la misma metodología que el COT. El COM se estimó mediante la diferencia entre el COT con COPg y COPf. El N de FG (NOPg) se determinó siguiendo el procedimiento de Bremner (1996).

Con respecto a las propiedades físicas determinadas, estas fueron: fracciones granulométricas (arenas y limo+arcilla) y el contenido de agua volumétrico del suelo (AS) en forma de lámina de agua (mm). Se utilizó un valor promedio de densidad aparente del suelo de $1,3 \text{ Mg m}^{-3}$ para todos los sitios, como resultado de estudios preliminares en sitios de estas regiones (Galantini, comunicación personal). Esto permitió poder convertir los datos de concentración (mg kg^{-1} o g kg^{-1}) a cantidad (Mg ha^{-1} o kg ha^{-1}). Algunas de estas propiedades evaluadas de los suelos se presentan en la **Tabla 13**.

Tabla 13. Propiedades químicas y físicas de los sitios estudiados de los 78 suelos agrupados por establecimiento para la profundidad de 0-20cm.

| Sitios | COT | | Pe | | pH | | Arenas | | | | Limo+arcilla | |
|------------|--------------------|-----------------|---------------------|-----------------|------------|-----------------|------------|-----------------|------------|-----------------|--------------|-----------------|
| | g kg^{-1} | | mg kg^{-1} | | | | Ag | | Af | | | |
| | media | ds ^a | media | ds ^a | media | ds ^a | media | ds ^a | media | ds ^a | media | ds ^a |
| Mi | 14,8 | 1,0 | 13,0 | 1,4 | 7,2 | 1,2 | 308 | 112 | 241 | 24 | 451 | 136 |
| Cu | 13,9 | 4,5 | 14,7 | 5,6 | 6,0 | 0,2 | 340 | 156 | 213 | 46 | 446 | 179 |
| LE | 15,9 | 3,3 | 6,9 | 8,5 | 6,4 | 0,7 | 65 | 31 | 386 | 74 | 549 | 105 |
| LC | 21,3 | 6,0 | 12,8 | 9,8 | 7,1 | 0,6 | 99 | 65 | 324 | 43 | 577 | 70 |
| LB | 9,3 | 2,0 | 13,4 | 2,3 | 6,1 | 0,2 | 510 | 105 | 180 | 72 | 310 | 156 |
| EPu | 18,4 | 11,5 | 27,6 | 22,5 | 6,4 | 1,0 | 389 | 270 | 204 | 79 | 407 | 343 |
| Llo | 26,3 | 4,7 | 13,5 | 7,1 | 6,2 | 0,2 | 33 | 13 | 296 | 87 | 671 | 100 |
| HF | 17,0 | 2,9 | 14,6 | 9,4 | 6,3 | 0,2 | 101 | 64 | 362 | 29 | 537 | 68 |
| EP | 13,0 | 1,6 | 10,9 | 5,0 | 6,2 | 0,2 | 147 | 29 | 454 | 145 | 399 | 162 |
| LR | 18,8 | 4,5 | 23,3 | 12,9 | 6,4 | 0,1 | 57 | 30 | 367 | 81 | 575 | 103 |
| EC | 20,7 | 0,4 | 19,2 | 9,8 | 6,4 | 0,1 | 51 | 4 | 314 | 47 | 634 | 51 |
| EM | 16,9 | 3,5 | 11,8 | 5,1 | 6,6 | 0,4 | 156 | 70 | 410 | 49 | 433 | 111 |
| CM | 20,6 | 2,1 | 12,4 | 9,8 | 6,4 | 0,4 | 52 | 18 | 329 | 60 | 619 | 64 |
| RSA | 18,3 | 4,7 | 14,1 | 8,9 | 6,5 | 0,5 | 96 | 64 | 371 | 84 | 532 | 131 |
| RSH | 16,1 | 6,4 | 14,6 | 9,3 | 6,2 | 0,5 | 263 | 192 | 259 | 83 | 478 | 172 |

COT; Carbono orgánico total (g kg^{-1}), Pe; Fósforo extraíble (mg kg^{-1}), pH; Potencial hidrógeno, C:N; relación carbono-nitrógeno, AS, contenido de agua a la siembra del cultivo (mm), Fracciones granulométricas por tamaño de partícula (g kg^{-1}): Ag, arenas gruesas (100-2000 micrones), Af, arenas medias y finas (53-100 micrones) y limo+arcilla (<53 micrones). RSA, ambiente semiárido; RSH, ambiente subhúmedo. ^ads: Desvío estándar.

2.3. Carbohidratos

La determinación se realizó siguiendo el procedimiento propuesto por Puget et al., (1999). La extracción de los CH totales (CHt) se realizó por una hidrólisis ácida. Un 1,00 g de muestra de suelo se trató con 10 mL de H₂SO₄ 0,5 M y se mantuvo a 80°C durante 24 h. Los CH solubles (CHs) consistió en realizar una suspensión entre 1,00 g de muestra de suelo con 10 mL de agua destilada y se calentó a 80°C durante 24 h. Después de la extracción se procedió para ambos extractos de la misma manera. Para cada forma (total o soluble), se centrifugó a 4000 rpm durante 15 minutos (Angers & Mehuys, 1989; Puget et al., 1999) y luego se midió por el método de espectrometría de fenol-sulfúrico con curva estándar de glucosa (Dubois et al., 1956).

2.4. Índices de mineralización de nitrógeno

Se evaluaron varios métodos para analizar la disponibilidad del N potencialmente mineralizable: incubación anaeróbica a corto plazo (Nan) (Waring & Bremner, 1964); digestión química caliente del N (Nhid) (Gianello & Bremner, 1986); N de la materia orgánica particulada (NOPg) (Wilson et al., 2001; Sharifi et al., 2007b), Nt (Gianello & Bremner, 1986; Liang et al., 2004; Schomberg et al., 2009) y N-NO₃ (Magdoff et al., 1984; Hong et al., 1990; Spargo et al., 2009). Las metodologías utilizadas fueron explicadas en detalle en el **Capítulo I**.

2.5. Análisis estadístico

ANAVA, Correlaciones de Pearson y regresiones, se utilizaron para determinar las relaciones entre Nma, los índices de mineralización de N y los parámetros físicos y químicos del suelo. Regresiones múltiples entre Nma con las variables químicas, físicas y climáticas, siguiendo el método Stepwise con p-valor de

entrada y de retención de 0,05. Además, se realizó el análisis de componentes principales (PC) de los índices rápidos de mineralización (5 variables) y de los parámetros físicos y químicos del suelo (11 variables), para luego analizar la predicción del Nma, mediante regresiones múltiples con los CP generados a partir de los índices (CP IM), como también de los parámetros del suelo (CP PS). Fueron retenidos todos los CP con autovalores >1, debido a que permiten explicar la varianza de manera correcta. Todos los análisis estadísticos fueron llevados a cabo mediante el software INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2013).

3. Resultados y Discusión

3.1. Mineralización aparente de nitrógeno y los índices de disponibilidad

Los valores de N mineralizado a campo (Nma) oscilaron entre 26,6 y 231,2 kg ha⁻¹, con un valor medio de 102,9 kg ha⁻¹ (**Tabla 14**). Cuando agrupamos los sitios por ambientes climáticos, no se observaron diferencias entre los suelos del RSA y RSH ($p > 0,05$). Los valores de Nan oscilan entre 27,9 y 212,9 kg ha⁻¹ o 10,1 y 81,9 mg kg⁻¹, encontrándose en el rango citado por otros autores (Sahrawat, 1983; Schomberg et al., 2009). Se hallaron diferencias de Nan comparando los sitios de ambos ambientes ($p < 0,01$). El Nhid mostró una mayor estabilidad en los valores medios para todos los sitios, con un rango que varió entre 16,8 y 131,0 kg ha⁻¹ o 6,5 y 50,4 mg kg⁻¹. Esto fue coincidente a lo encontrado por Wang et al. (2001) que trabajaron en tres estados del este de Australia. Sin embargo, estos valores fueron superiores a los reportados por Schomberg et al. (2009), que realizaron sus estudios en el Sudeste de EE.UU en las profundidades de 0-5 y 5-15 cm. El NOPg varió entre un mínimo de 31,9 kg ha⁻¹ y un máximo de 440,1 kg ha⁻¹, con un promedio de 200,7 kg ha⁻¹, detectándose diferencias por ambiente climático ($p < 0,01$). La cantidad

promedio de Nt fue de 3,79 Mg ha⁻¹, oscilando entre 0,96 y 6,76 Mg ha⁻¹, con diferencias significativas ($p < 0,001$) entre regiones a favor de RSH. Para el N inorgánico (N-NO₃) no se encontraron diferencias entre los sitios de ambos ambientes climáticos ($p > 0,05$). El contenido de N-NO₃ varió entre 0,7 y 121,9 kg ha⁻¹, con valores medios de 29,6 kg ha⁻¹. Con respecto a la proporción del Nt, el más representativo fue el NOPg > Nan > Nma > Nhid con valores medios de 5,5%, 2,6%, 2,5% y 1,6%, respectivamente, encontrándose en el rango propuesto por Keeney (1982), pero menores a los encontrados por Stanford & Smith (1972). La mayor proporción del Nt que demostró el NOPg, indicó una posible acumulación debido a una descomposición más lenta de los residuos antecesores, consecuencia de las condiciones semiáridas y subhúmedas de los sitios (Liang et al., 2004; Mahli et al., 2011; St. Luce et al., 2013). La proporción del Nhid más baja en relación al Nt, con respecto a los demás índices analizados se encuentra en concordancia a lo informado por Stockdale & Rees (1994) en suelos con diferencias texturales de Escocia en 0-30 cm. Esto puede ser atribuido al sistema de labranza, ya que la SD favorece la permanencia de los residuos en superficie y el NOP es la fracción de N del "pool" intermedio entre los residuos de las plantas y la MO más humificada (Gregorich et al, 2006). Así mismo, esta fracción realiza un gran aporte de nutrientes, especialmente de N en el corto plazo (Galantini & Landriscini, 2007).

3.2. Relaciones con la mineralización aparente de nitrógeno

El Nma se relacionó positivamente con el Nan > Nt > Nhid (Tabla 15). Entre los índices rápidos, encontramos correlaciones altamente significativas ($p < 0,01$) y positivas entre el Nan con Nt y con Nhid. Mientras que para Nhid se hallaron menores correlaciones significativas y positivas ($p < 0,01$) con Nt.

Tabla 15. Correlaciones de Pearson entre mineralización aparente e índices de todos los sitios.

| | Nma | Nhid | Nan | Nt | NOPg | N-NO ₃ |
|-------------------|-------------|-------------|-------------|------|-----------|-------------------|
| Nma | 1 | *** | *** | *** | <i>ns</i> | <i>ns</i> |
| Nhid | 0,54 | 1 | ** | ** | <i>ns</i> | <i>ns</i> |
| Nan | 0,67 | 0,34 | 1 | *** | <i>ns</i> | <i>ns</i> |
| Nt | 0,53 | 0,33 | 0,66 | 1 | <i>ns</i> | <i>ns</i> |
| NOPg | -0,02 | 0,25 | -0,03 | 0,26 | 1 | <i>ns</i> |
| N-NO ₃ | -0,04 | -0,29 | -0,12 | 0,14 | -0,14 | 1 |

En negrita y cursiva: correlaciones de Pearson con $p < 0,05$. Nma, Mineralización aparente de N (kg ha^{-1}); Nan, N anaeróbico (kg ha^{-1}); Nhid, N lábil químico (kg ha^{-1}); NOPg, N en la materia orgánica particulada gruesa (kg ha^{-1}); Nt, N total (Mg ha^{-1}); N-NO₃, N de nitratos (kg ha^{-1}).

Otros trabajos (Gianello & Bremner, 1986; Sharifi et al., 2007a; Schomberg et al., 2009; St. Luce et al., 2011) han reportado de la relación existente entre N₀ (por incubaciones aeróbicas) con los diferentes índices planteados. Scott et al. (2005) hallaron similares correlaciones entre Nan y el N potencialmente mineralizable, cuando compararon suelos agrícolas con bosques de pinos (*Pinus spp.*) en 0-20 cm. Sin embargo, Gianello & Bremner (1986) obtuvieron relaciones mucho más estrechas ($r=0,97$) entre estas mismas variables para la profundidad de 0-15 cm en 33 suelos de Brasil. Estos mismos autores detectaron elevadas correlaciones del N₀ con Nt ($r > 0,8$), superando a las relaciones encontradas para estos suelos, cuyos valores se asemejan a lo observado por Sharifi et al. (2007b).

Cuando se analizaron las relaciones entre el Nma con y entre los índices de mineralización agrupando los sitios por ambiente climático (RSA y RSH), se encontraron tendencias diferentes con incrementos en la mayoría de las

relaciones del RSH. Para los suelos del RSA ($n=42$) se redujeron las relaciones del Nma con Nan, Nhid y Nt (**Tabla 16**) en comparación al obtenido con todos los datos. Sin embargo, con los suelos de RSH ($n=36$) se incrementaron marcadamente los coeficientes de correlación entre el Nma y los citados índices de mineralización. Los valores r obtenidos fueron de 0,63; 0,76 y 0,71 para Nhid, Nan y Nt, respectivamente. También, se hallaron relaciones significativas del Nma, positivas y negativas con N-NO₃ en RSA y RSH, respectivamente. En cuanto a las relaciones entre índices se incrementaron marcadamente las correlaciones del Nhid con Nan ($p<0,001$) y Nt ($p<0,001$). Además la correlación entre Nan y Nt fue superior en RSH. En este mismo ambiente el N-NO₃ se relacionó negativamente con todas las variables, a excepción del NOPg. Esto demostraría que al momento de la siembra, en los sitios con mejores condiciones hídricas, el ciclado del N fue más rápido y parte del N mineralizable, ya formaría parte del N inorgánico.

Tabla 16. Correlaciones de Pearson entre la mineralización aparente de nitrógeno e índices discriminado según ambiente climático.

| | Nma | Nhid | Nan | Nt | NOPg | N-NO ₃ |
|--|----------------------------|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|---------------|-------------------|
| <i>semiárido (RSA) / subhúmedo (RSH)</i> | | | | | | |
| Nma | 1 | ** / *** | *** / *** | ** / *** | ns / ns | * / ** |
| Nhid | <i>0,39 / 0,63</i> | 1 | ns / *** | ns / *** | ns / ns | ns / ** |
| Nan | <i>0,57 / 0,76</i> | 0,01 / <i>0,54</i> | 1 | *** / *** | ns / ns | ns / ** |
| Nt | <i>0,40 / 0,71</i> | 0,11 / <i>0,56</i> | <i>0,57 / 0,79</i> | 1 | ns / ns | *** / *** |
| NOPg | -0,11 / 0,11 | 0,30 / 0,25 | -0,08 / 0,09 | 0,27 / 0,28 | 1 | ns / ns |
| N-NO ₃ | <i>0,38 / -0,49</i> | -0,05 / <i>-0,52</i> | 0,27 / <i>-0,49</i> | <i>0,60 / -0,56</i> | -0,10 / -0,27 | 1 |

En negrita y cursiva: correlaciones de Pearson con $p<0,05$. Nma, mineralización aparente de N (kg ha^{-1}); Nan, N anaeróbico (kg ha^{-1}); Nhid, N lábil químico (kg ha^{-1}); NOPg, N en la materia orgánica particulada gruesa (kg ha^{-1}); Nt, N total (Mg ha^{-1}); N-NO₃, N de nitratos (kg ha^{-1}).

3.3. Relaciones con las fracciones orgánicas.

En todas las fracciones orgánicas se observan diferencias significativas ($p<0,01$) a favor de los suelos del RSH, con valores muy superiores en

comparación a los RSA (**Tabla 18**). Por ejemplo, la cantidad de COPf en RSH supera en un 100% a la encontrada en RSA.

Se observaron correlaciones altamente significativas entre el Nma con CHs ($p < 0,001$) y en menor medida con CHt ($p < 0,05$), con valores de r de 0,38; 0,52 y 0,25, respectivamente. La relación del Nma con las demás fracciones orgánicas estudiadas no fueron significativas ($p > 0,05$). El Nan mantuvo estrechas correlaciones ($p < 0,001$) con todas las fracciones orgánicas analizadas, salvo con COPg. El Nhid demostró correlaciones altamente significativas con CHs. El NOPg evidenció correlaciones elevadas ($p < 0,001$) con COPg ($r = 0,67$) y en menor medida con el COPf ($r = 0,33$), con CHs con valores de r de 0,27 (**Tabla 17**).

Tabla 17. Correlaciones entre la mineralización aparente, índices de mineralización de nitrógeno y las fracciones orgánicas para todos los sitios.

| | COPg | COPf | COM | CHt | CHs |
|-------------------|------------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|---------------------|
| | Coeficiente de correlación (r) | | | | |
| Nma | -0,20 (<i>ns</i>) | 0,03 (<i>ns</i>) | 0,38 (***) | 0,25 (*) | 0,53 (***) |
| Nhid | 0,14 (<i>ns</i>) | 0,09 (<i>ns</i>) | 0,25 (*) | 0,20 (<i>ns</i>) | 0,33 (***) |
| Nan | -0,02 (<i>ns</i>) | 0,40 (***) | 0,51 (***) | 0,51 (***) | 0,69 (***) |
| Nt | 0,27 (*) | 0,56 (***) | 0,71 (***) | 0,49 (***) | 0,69 (***) |
| NOPg | 0,67 (***) | 0,33 (**) | 0,13 (<i>ns</i>) | 0,19 (<i>ns</i>) | 0,27 (*) |
| N-NO ₃ | -0,18 (<i>ns</i>) | 0,16 (<i>ns</i>) | 0,08 (<i>ns</i>) | 0,02 (<i>ns</i>) | -0,10 (<i>ns</i>) |

En negrita y cursiva: correlaciones de Pearson con $p < 0,05$. Nma, mineralización aparente de N (kg ha^{-1}); Nan, N anaeróbico (kg ha^{-1}); Nqco, N lábil químico (kg ha^{-1}); NOPg, N en la materia orgánica particulada gruesa (kg ha^{-1}); Nt, N total (Mg ha^{-1}); N-NO₃, N de nitratos (kg ha^{-1}). COPg, Carbono orgánico particulado grueso; COPf Carbono orgánico particulado fino; COM, Carbono orgánico asociado a fracción mineral; CHt, Carbohidratos totales (Mg ha^{-1}); CHs, Carbohidratos solubles (Mg ha^{-1}).

Cuando evaluamos los sitios agrupados por sus ambientes climáticos, en RSA ($n=42$), se pudo inferir una disminución en la correlación entre Nma con CHs ($r=0,44$; $p < 0,01$). La relación del Nan disminuyó un 4% con CHs y un 11% con COM, mientras que aumentó un 16% con CHt y a pesar de mantener la correlación con COPf se evidenció una menor significación ($p < 0,05$).

Tabla 18. Fracciones orgánicas por sitios y región climática.

| Sitios | COPg | | | COPf | | | COM | | | CHt | | | CHs | | |
|------------|------------|--------|--------|------------|--------|--------|-------------|--------|--------|------------|--------|--------|-------------|--------|--------|
| | Media | ds^a | CV^b | Media | ds^a | CV^b | Media | ds^a | CV^b | Media | ds^a | CV^b | Media | ds^a | CV^b |
| Mi | 3,8 | 0,15 | 0,04 | 3,5 | 0,84 | 0,2 | 31,3 | 1,60 | 0,1 | 4,9 | 0,76 | 0,1 | 0,67 | 0,07 | 0,1 |
| Cu | 2,1 | 0,83 | 0,4 | 3,0 | 1,05 | 0,3 | 30,9 | 12,14 | 0,4 | 4,9 | 0,91 | 0,2 | 0,57 | 0,14 | 0,2 |
| LE | 1,8 | 0,36 | 0,2 | 5,3 | 1,29 | 0,2 | 34,3 | 8,15 | 0,2 | 6,2 | 0,96 | 0,2 | 0,75 | 0,21 | 0,3 |
| LB | 2,4 | 0,30 | 0,1 | 1,7 | 0,39 | 0,2 | 20,2 | 5,35 | 0,3 | 5,0 | 0,90 | 0,2 | 0,45 | 0,07 | 0,2 |
| EPu | 2,9 | 0,62 | 0,2 | 4,2 | 2,60 | 0,6 | 40,8 | 26,93 | 0,7 | 6,3 | 0,93 | 0,1 | 0,67 | 0,12 | 0,2 |
| Llo | 3,2 | 0,78 | 0,2 | 8,7 | 1,51 | 0,2 | 56,4 | 11,30 | 0,2 | 7,9 | 0,68 | 0,1 | 1,12 | 0,12 | 0,1 |
| HF | 3,4 | 1,79 | 0,5 | 7,3 | 1,29 | 0,2 | 33,7 | 5,61 | 0,2 | 6,3 | 1,27 | 0,2 | 0,74 | 0,22 | 0,3 |
| EP | 3,6 | 0,58 | 0,2 | 5,5 | 0,63 | 0,1 | 24,7 | 3,74 | 0,1 | 7,1 | 1,00 | 0,1 | 0,60 | 0,09 | 0,2 |
| LR | 3,9 | 0,83 | 0,2 | 7,4 | 1,02 | 0,1 | 37,5 | 11,45 | 0,3 | 6,1 | 1,30 | 0,2 | 0,79 | 0,10 | 0,1 |
| LC | 3,9 | 1,42 | 0,4 | 8,8 | 4,18 | 0,5 | 42,7 | 12,35 | 0,3 | 6,7 | 0,90 | 0,1 | 0,75 | 0,14 | 0,2 |
| EC | 2,5 | 0,27 | 0,1 | 6,6 | 0,20 | 0,1 | 44,7 | 1,02 | 0,02 | 5,6 | 0,29 | 0,05 | 0,85 | 0,03 | 0,04 |
| EM | 2,0 | 0,66 | 0,3 | 6,5 | 2,59 | 0,4 | 35,3 | 9,36 | 0,3 | 7,3 | 0,92 | 0,1 | 0,74 | 0,05 | 0,1 |
| CM | 3,4 | 2,07 | 0,6 | 7,4 | 1,56 | 0,2 | 42,9 | 5,17 | 0,1 | 6,5 | 2,09 | 0,3 | 0,77 | 0,15 | 0,12 |
| RSA | 2,2 | 0,74 | 0,3 | 3,3 | 1,57 | 0,5 | 30,9 | 13,46 | 0,4 | 5,2 | 1,03 | 0,2 | 0,59 | 0,16 | 0,3 |
| RSH | 3,4 | 1,38 | 0,4 | 7,5 | 2,61 | 0,3 | 38,7 | 11,65 | 0,3 | 6,7 | 1,20 | 0,2 | 0,77 | 0,18 | 0,2 |

COPg, Carbono orgánico particulado grueso; COPf Carbono orgánico particulado fino; COM, Carbono orgánico asociado a fracción mineral; CHt, Carbohidratos totales ($Mg\ ha^{-1}$); CHs, Carbohidratos solubles ($Mg\ ha^{-1}$). RSA, ambiente semiárido y RSH, ambiente subhúmedo. ^a ds : Desvío estándar; ^b CV : Coeficiente de variación.

La correlación entre el Nt y COPf aumentó en un 16% obteniéndose un $r=0,65$, mientras que con COPg, el incremento fue de 55% con un $r=0,42$. Además se observaron incrementos del 9% de la relación entre NOPg y COPc, ($r=0,73$), mientras que con COPf se observaron incrementos del 18% con $r=0,39$ ($p<0,05$). Con respecto al N-NO₃, este indicador fue el que demostró mayores incrementos en las correlaciones para los suelos de RSA, hallándose asociaciones con COM > CHs > COPf > CHt, con r de 0,50 ($p<0,001$), 0,44 ($p<0,01$), 0,40 ($p<0,01$) y 0,35 ($p<0,05$), respectivamente (**Tabla 19**).

Tabla 19. Correlaciones entre Mineralización aparente, índices de disponibilidad de nitrógeno y fracciones orgánicas discriminados por región climática.

| | COPg | COPf | COM | CHt | CHs |
|--|--------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| <i>semiárido (RSA) / subhúmedo (RSH)</i> | | | | | |
| Nma | -0,25 / -0,19 | -0,07 / 0,19 | 0,14 / 0,66 | 0,28 / 0,16 | 0,44 / 0,64 |
| Nhid | 0,09 / 0,16 | -0,02 / 0,18 | -0,01 / 0,51 | 0,21 / 0,12 | -0,02 / 0,56 |
| Nan | -0,01 / -0,10 | 0,39 / 0,37 | 0,46 / 0,58 | 0,59 / 0,36 | 0,66 / 0,69 |
| Nt | 0,42 / 0,05 | 0,65 / 0,33 | 0,73 / 0,68 | 0,63 / 0,32 | 0,68 / 0,75 |
| NOPg | 0,73 / 0,68 | 0,39 / 0,33 | 0,04 / 0,38 | 0,21 / 0,30 | 0,25 / 0,47 |
| N-NO ₃ | -0,02 / -0,34 | 0,40 / -0,16 | 0,50 / -0,56 | 0,35 / -0,21 | 0,44 / -0,62 |
| Nma | <i>ns / ns</i> | <i>ns / ns</i> | <i>ns / ***</i> | <i>ns / ns</i> | ** / *** |
| Nhid | <i>ns / ns</i> | <i>ns / ns</i> | <i>ns / **</i> | <i>ns / ns</i> | <i>ns / ***</i> |
| Nan | <i>ns / ns</i> | <i>* / *</i> | ** / *** | *** / ** | *** / *** |
| Nt | ** / ns | *** / ns | *** / *** | *** / ns | *** / *** |
| NOPg | *** / *** | <i>* / ns</i> | <i>ns / *</i> | <i>ns / ns</i> | <i>ns / **</i> |
| N-NO ₃ | <i>ns / *</i> | ** / ns | *** / *** | <i>* / ns</i> | ** / *** |

En negrita y cursiva: correlaciones de Pearson con $p<0,05$. Nma, mineralización aparente de N (kg ha^{-1}); Nan, N anaeróbico (kg ha^{-1}); Nhid, N lábil químico (kg ha^{-1}); NOPg, N en la materia orgánica particulada (kg ha^{-1}); Nt, N total (Mg ha^{-1}); N-NO₃, N de nitratos (kg ha^{-1}). COPg, Carbono orgánico particulado grueso; COPf Carbono orgánico particulado fino; COM, Carbono orgánico asociado a fracción mineral; CHt, Carbohidratos totales (Mg ha^{-1}); CHs, Carbohidratos solubles (Mg ha^{-1}).

Por su lado, los sitios de RSH demostraron estrechas asociaciones entre el Nma con CHs ($r= 0,64$; $p<0,001$) y con COM ($r=0,66$; $p<0,001$). Se evidenciaron incrementos significativos del Nhid con esta última fracción orgánica con r de 0,51 ($p<0,01$) y con CHs ($r=0,56$; $p<0,001$). Con el índice Nan, se detectaron aumentos en la relación con el COM (14% por encima de la relación con todos los suelos). Mientras que las correlaciones del Nan con CHs

y COPf se mantuvieron y disminuyeron las relaciones (41%) con CHt ($r=0,36$; $p<0,05$).

El Nt demostró correlación altamente significativa con CHt con un incremento elevado del 39% ($r=0,68$, $p<0,001$) y otro más leve con CHs, siendo inferior al 10% ($r=0,75$, $p<0,001$). Se observaron aumentos elevados en la correlación de NOPg con las dos formas de CH, con aumentos superiores al 74% con r de 0,38 ($p<0,05$) y 0,47 ($p<0,01$) para CHt y CHs, respectivamente.

El N-NO₃ demostró asociaciones en aumento pero negativas con POCg en este mismo ambiente ($r= -0,34$; $p<0,05$). Además, se detectaron incrementos abruptos y altamente significativos ($p<0,001$) de este índice con COM ($r=-0,56$) y con CHs ($r= -0,62$) para los suelos de esta región más húmeda.

Estos resultados indican la importancia de las fracciones orgánicas en el proceso de mineralización. Especialmente, permitió demostrar la importancia de los CH, más precisamente los CHs, que corresponden a fracciones carbonadas del CHt principalmente de origen microbiano (Gregorich et al., 1994). Esto es dado porque debido a sus estructuras químicas, son una fuente rápida de energía para los organismos (Cheshire, 1979). Esta importancia de los CH en los procesos microbianos se pudo verificar con las relaciones encontradas con COT y Nt. Angers et al. (1993) sugirieron que existe un enriquecimiento de CH en la MO bajo el sistema SD. También se pudo encontrar el rol del COPf, en la disponibilidad de N, ya que en esta fracción se encuentran las formas de N más lábiles y fácilmente mineralizable por los microorganismos (Curtin & Wen, 1999) que ya han sido previamente transformadas a partir del COPg (Benbi et al., 2014). La diferencia del efecto del ambiente en las fracciones particuladas para los sitios, pudo ser verificada

con la elevada correlación significativa entre el NOPg y COPg ($r= 0,67$), menor en los suelos de RSP que en los de RSH. Esto indicaría diferentes velocidades de degradación de esa MOP acumulada en superficie en los sitios de ambas regiones.

3.4. Estimación de la mineralización aparente

Las regresiones lineales de predicción del Nma con los diferentes índices, determinaron relaciones altamente significativas con Nan>Nt>Nhid (**Tabla 20**). Estos valores fueron inferiores a los reportados por Schomberg et al. (2009) quienes compararon varios índices con el N_0 determinado por el método aeróbico, posiblemente por analizar una capa más superficial. Ninguna relación del Nma con los índices N-NO₃ y NOPg fue observada.

Tabla 20. Predicción de la mineralización aparente de nitrógeno a partir de los índices de disponibilidad.

| | Índice de mineralización | Constante | Error estándar | Pendiente | Error estándar | R ² | p-valor |
|-----|--------------------------|-----------|----------------|-----------|----------------|----------------|---------|
| Nma | Nan | 36,55 | 8,45 | 0,59 | 0,07 | 0,45 | <0,001 |
| | Nhid | 35,43 | 11,84 | 1,02 | 0,18 | 0,29 | <0,001 |
| | NOPg | 99,18 | 11,53 | -0,01 | 0,05 | 0,0006 | 0,8301 |
| | Nt | 23,44 | 13,93 | 18,72 | 3,39 | 0,29 | <0,001 |
| | N-NO ₃ | 99,34 | 7,81 | -0,07 | 0,18 | 0,002 | 0,6957 |

Nma, Mineralización aparente de N (kg ha⁻¹); Nan, N anaeróbico (kg ha⁻¹); Nhid, N lábil químico (kg ha⁻¹); NOPg, N en la materia orgánica particulada (kg ha⁻¹); Nt, N total (Mg ha⁻¹); N-NO₃, N de nitratos (kg ha⁻¹).

Al analizar los sitios por el ambiente climático, la predicción del Nma a partir de los índices demostró diferencias entre RSH y RSA, sin embargo, en ninguno de los casos se obtuvo un buen grado de explicación del Nma.

Cuando se realizó la regresión múltiple con todos los índices, la mejor combinación para predecir el Nma, fue mediante los índices: Nan, Nhid y N-NO₃ que permitieron explicar un 56% de la variabilidad. Al analizar según el ambiente climático, se incrementó el ajuste obteniéndose una explicación similar en ambos casos ($R^2= 0,62-0,63$). En RSA las variables retenidas fueron:

Nan, Nhid y N-NO₃ como los mejores predictores ($p < 0,01$), mientras que para RSH fueron: Nan ($p < 0,001$) y Nhid ($p < 0,05$). Chalk & Waing (1970) no pudieron encontrar mejoras en las predicciones del N absorbido por la planta de arroz introduciendo en las regresiones múltiples más de un índice de mineralización. Gallagher & Bartholomew (1964) encontraron que las predicciones de disponibilidad de N eran más precisas cuando se combinaban los índices de N con propiedades del suelo, por lo que se analizaron las regresiones múltiples de la predicción de Nma incorporando todas las variables del suelo e índices estudiados (18 variables). La ecuación de predicción obtenida (**Tabla 21**) a partir de los índices y parámetros edáficos, explicaron un 68% de la Nma.

Tabla 21. Predicción de la mineralización aparente de nitrógeno a partir de regresiones múltiples utilizando todas las variables evaluadas.

| Variable dependiente | <i>n</i> | Variables regresora | Parámetro estimado | error estándar | p-valor | R ² | R ² ajust. |
|----------------------|----------|---------------------|--------------------|----------------|---------|----------------|-----------------------|
| Nma | 78 | constante | -0,13 | 11,89 | 0,9915 | 0,70 | 0,68 |
| | | Nan | 0,32 | 0,09 | 0,0004 | | |
| | | Nhid | 0,56 | 0,13 | 0,0001 | | |
| | | CHs | 53,38 | 23,73 | 0,0276 | | |
| | | Nt | 9,96 | 3,55 | 0,0065 | | |
| | | COPt | -5,27 | 0,91 | <0,0001 | | |

Dessureault-Rompre et al. (2010) integrando parámetros edáficos y climáticos pudieron explicar el 63% de la variabilidad del N₀ determinado de forma aeróbica en suelos contrastantes de Canadá. Por su parte, Stanford et al. (1977) incluyendo al N-NO₃ y N₀ por método aeróbico, predijeron con un buen grado de ajuste, la absorción de N en remolacha azucarera.

Cuando se analizaron los sitios por condiciones climáticas, se observaron incrementos en los ajustes para ambos ambientes. Los R² ajustado obtenidos oscilaron entre 0,63 y 0,73 para RSH y RSA, respectivamente (**Tabla 22**).

Tabla 22. Predicción de la mineralización aparente de nitrógeno a partir de regresiones múltiples utilizando todas las variables evaluadas, discriminando por subregión climática.

| Ambiente climática | Variable dependiente | <i>n</i> | Variables regresoras | Parametro estimado | Estándar error | p-valor | R ² | R ² ajust. |
|--------------------|----------------------|----------|----------------------|--------------------|----------------|---------|----------------|-----------------------|
| RSA | Nma | 42 | constante | 20,87 | 21,36 | 0,3353 | 0,77 | 0,73 |
| | | | Nan | 0,36 | 0,09 | 0,0004 | | |
| | | | Nhid | 0,76 | 0,17 | 0,0001 | | |
| | | | COPt | -4,15 | 0,84 | <0,0001 | | |
| | | | N-NO3 | 0,38 | 0,12 | 0,0031 | | |
| | | | C:N | -2,68 | 1,13 | 0,023 | | |
| RSH | Nma | 36 | constante | 0,87 | 13,98 | 0,9505 | 0,65 | 0,63 |
| | | | Nan | 0,55 | 0,11 | <0,0001 | | |
| | | | Nhid | 0,56 | 0,23 | 0,0185 | | |
| | | | CHs | 67,25 | 28,57 | 0,0243 | | |

RSA, ambiente semiárido; RSH, ambiente subhúmedo.

Próximo al agrupamiento de los suelos por ambiente, a su vez se analizaron los suelos según cultivo antecesor, obteniéndose las siguientes regresiones:

Ambiente semiárido

- a. Antecesor cultivos de verano

$$Nma = 210,39 - 0,25(L+a); R^2 = 0,79 (p < 0,05; n = 6)$$

- a. Antecesor cultivos de invierno

$$Nma = -2,17 + 0,57(Nan) + 0,86(Nhid) - 5,43(COPf) + 0,55(N-NO_3); R^2 = 0,73 - (p < 0,05; n = 36)$$

Ambiente subhúmedo

- a. Antecesor cultivos de verano

$$Nma = 2,34 + 0,81(Nhid) + 0,48(Nan); R^2 = 0,74 (p < 0,05; n = 18)$$

- b. Antecesor cultivos de invierno

$$Nma = 17,97 + 0,62(Nan); R^2 = 0,56 (p < 0,05; n = 18)$$

Agrupar los lotes de acuerdo al ambiente climático y según el cultivo antecesor, permitió obtener predicciones con elevados ajustes ($R^2 = 0,74-0,79$), salvo en RSH con antecesores de invierno donde el ajuste fue menor ($R^2 = 0,56$), a pesar de ser significativa la regresión ($p < 0,05$).

En general, a excepción de lo ocurrido en los sitios del RSA con antecesores de verano, el Nan formó parte de las ecuaciones de predicción del Nma para el resto. Esto verifica al Nan como un indicador del Nma para la mayoría de los suelos y condiciones muestreados en este estudio.

Para el caso particular del RSA con antecesores de verano, si se aumentaba el p-valor de entrada y de retención del modelo Stepwise a p-valor= 0,1; la variable relación C:N (p-valor= 0,0618) ingresaba a la ecuación, incrementando el coeficiente de explicación notablemente ($R^2=0,94$). Esto se debió a que en los 6 lotes del RSA con antecesor de verano, los cultivos fueron diferentes (soja, maíz, girasol y mijo) y con distintas cantidades y calidades de residuos aportados. Esto ya fue verificado por Senwo & Tabatabai (2005) y Sharifi et al. (2009), quienes informaron diferentes efectos según cantidad y calidad de los residuos, definidas por la relación C:N y el momento del año en que son aportados. Los residuos con baja relación se descompondrán más rápidos favoreciendo la mineralización de N (Willson et al., 2001). Dessureault-Rompré et al. (2013) no hallaron efectos del cultivo antecesor (cebada, raygrass y trébol rojo) sobre el N_0 determinado mediante incubaciones aeróbicas y atribuyeron este resultado, a que el N mineralizado no debería ser sensible a cambios en las prácticas de manejo en períodos cortos. Sin embargo, los resultados obtenidos en este estudio comprobaron un efecto diferencial del cultivo antecesor sobre la mineralización aparente en el corto plazo.

3.5. Estimación de la mineralización aparente utilizando componentes principales

Con respecto a los índices de mineralización de N (IM), los componentes principales (CP) con autovalores >1 (Sharma, 1996) fueron los tres primeros

(**Tabla 23**), con un explicación total de la variación del 84%. Ferreras et al. (2014) y Toledo et al. (2014) informaron que cuando los autovectores de las variables eran elevados, demostraba la importancia de cada una en el componente formado. Los índices que explicaron en mayor proporción cada componente fueron: CP1 (Nt, Nan y Nhid); CP2 (N-NO₃) y CP3 (NOPg).

Tabla 23. Componentes principales de los índices rápidos de mineralización de nitrógeno para todos los suelos (n=78).

| | Índices de mineralización (IM) | | |
|-------------------------|--------------------------------|-------|-------|
| | CP1 | CP2 | CP3 |
| Autovalores | 2,01 | 1,23 | 1,01 |
| proporción de Varianza | 0,40 | 0,25 | 0,19 |
| Varianza acumulada | 0,40 | 0,65 | 0,84 |
| Variables | Autovectores | | |
| Nan | 0,56 | 0,29 | -0,37 |
| Nhid | 0,5 | -0,33 | -0,09 |
| N-NO₃ | -0,17 | 0,72 | 0,43 |
| Nt | 0,58 | 0,39 | 0,17 |
| NOPg | 0,28 | -0,37 | 0,8 |

Los componentes principales conformados a partir de los parámetros de suelos estudiados con autovalores >1 fueron cuatro (**Tabla 24**). La explicación total de la variación fue del 74%, siendo las variables más relevantes para cada componente: CP1 (fracciones granulométricas y COT); CP2 (Pe y relación C:N); CP3 (N inorgánico y relación C:N) y CP4 (CHs).

La predicción del Nma para todos los suelos (n=78) mediante los CP en regresiones múltiples (RM) (p<0,05), resultó en un ajuste menor (**Tabla 25**), en comparación con las RM con todos los parámetros del suelo (PS) e índices de mineralización (IM) (**Figura 10**).

A pesar de que el ajuste fue menor, el uso de los CP permite mejorar la fiabilidad de la predicción, debido a la existencia de multicolinealidad en las regresiones múltiples con muchas variables, generando información redundante (Bowerman & O'Connell, 1990). Según Nyiraneza et al. (2009) el

análisis de CP evita aquel efecto, debido a que agrupa las variables altamente correlaciones en un mismo componente conformando una nueva serie de variables. Además permite encontrar nuevas relaciones que cuando se analizan las variables solas (James & McCulloch, 1990). Shukla et al. (2004a y b) demostraron la utilidad de los CP para identificar indicadores de calidad de suelos y para predecir el rendimiento de maíz mediante regresiones múltiples, con CP como variables regresoras.

Tabla 24. Componentes principales de parámetros edáficos físicos y químicos para todos los suelos ($n=78$).

| | Parámetros edáficos (PS) | | | |
|------------------------|--------------------------|-------|-------|-------|
| | CP1 | CP2 | CP3 | CP4 |
| Autovalores | 4,46 | 1,4 | 1,16 | 1,03 |
| proporción de Varianza | 0,41 | 0,13 | 0,11 | 0,09 |
| Varianza acumulada | 0,41 | 0,54 | 0,65 | 0,74 |
| Variables | Autovectores | | | |
| Arena | -0,4 | -0,28 | -0,18 | -0,23 |
| L+a | 0,4 | 0,28 | 0,18 | 0,23 |
| AS | 0,36 | 0,27 | 0,24 | 0,07 |
| COT | 0,41 | -0,19 | -0,18 | 0,09 |
| C:N | 0,1 | -0,44 | -0,45 | 0,57 |
| COPt | 0,34 | -0,31 | -0,08 | -0,15 |
| CHt | 0,31 | -0,11 | -0,26 | -0,33 |
| CHs | 0,34 | 0,07 | -0,23 | -0,51 |
| N inorgánico | -0,02 | -0,23 | 0,47 | 0,1 |
| pH | 0,2 | -0,39 | 0,35 | 0,17 |
| Pe | -0,02 | 0,46 | -0,42 | 0,35 |

L+a, limo+arcilla; AS, agua del suelo a la siembra, COT, carbono orgánico total; C:N, relación carbono-nitrógeno; COPt, carbono orgánico particulado total (COPg+COPf); CHt, carbohidratos totales; CHs, carbohidratos solubles; N inorgánico, N inorgánico en forma de N-nitratos en 0-20 cm; Pe, fosforo extraíble.

Tabla 25. Regresiones múltiples para la predicción de la mineralización aparente de nitrógeno de todos los suelos mediante los componentes principales retenidos.

| Variable dependiente | n | Variables regresoras | Parametro estimado | Error estándar | p-valor | R^2 | R^2 ajust. |
|----------------------|-----|----------------------|--------------------|----------------|---------|-------|--------------|
| Nma | 78 | constante | 96,94 | 2,96 | <0,0001 | 0,64 | 0,62 |
| | | CP1 IM | 29,09 | 2,97 | <0,0001 | | |
| | | CP2 IM | 12,12 | 2,93 | 0,0001 | | |
| | | CP3 IM | -10,73 | 3,03 | 0,0007 | | |
| | | CP1 PS | -8,99 | 2,09 | 0,0001 | | |

CP, componente principal; IM, índices de mineralización; PS, parámetros del suelo.

Comparando los suelos de ambos ambientes (**Tabla 26**), al igual que para todos los datos de observaron menores ajuste en las predicciones del Nma con CP. Para RSA ($R^2=0,61$), las variables regresoras seleccionadas fueron: CP1 y CP2 de los índices de mineralización, y CP1 y CP2 de los PS. Esto significa que en ambientes con mayores limitantes climáticas la mineralización a campo es influenciada por varios indicadores, siendo las variables principales: Nan y Nt (CP1 IM); N-NO₃ (CP2 IM); fracciones granulométricas y COT (CP1 PS); Pe y la relación C:N (CP2 PS). El análisis de componentes principales indica al Nan, Nt, fracciones granulométricas y COT como indicadores principales, mientras que los N-NO₃, Pe y relación C:N aparecen como indicadores secundarios. En cambio, para RSH se comprobó un $R^2=0,62$ donde sólo tuvo efecto el CP1 IM, fuertemente influenciado por el Nan y Nt, verificando a estos dos como indicadores del Nma en estos suelos.

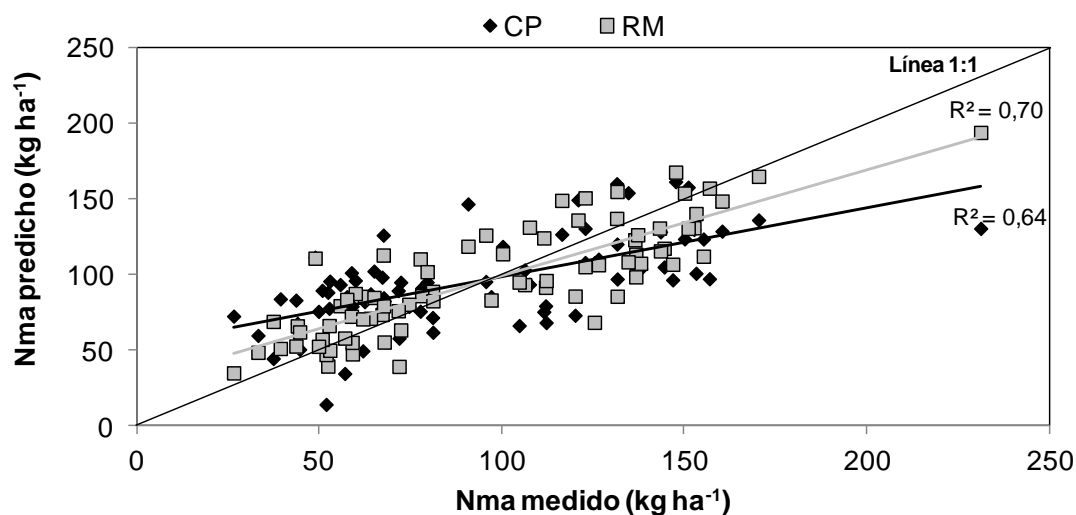


Figura 10. Comparación de las relaciones entre la mineralización aparente de nitrógeno predicha por las regresiones múltiples (RM) y los componentes principales (CP).

Según Gregorich et al. (1994) el Nt no debería ser un indicador sensible de los cambios en la calidad del suelo en el corto plazo. Sin embargo, Nyizareza et al.

(2009) para suelos con elevadas precipitaciones de Canadá, afirmaron que el Nt en el largo plazo podría ser un indicador adecuado de toda la fertilidad de suelo.

Tabla 26. Regresiones múltiples para la predicción de la mineralización aparente de nitrógeno mediante los componentes principales formados.

| Ambiente climático | Variable dependiente | <i>n</i> | Variables regresoras | Parametro estimado | Estándar error | p-valor | R ² | R ² ajust. |
|--------------------|----------------------|----------|----------------------|--------------------|----------------|---------|----------------|-----------------------|
| RSA | Nma | 42 | constante | 94,46 | 4,08 | <0,0001 | 0,61 | 0,56 |
| | | | CP 1 IM | 22,99 | 3,95 | <0,0001 | | |
| | | | CP 2 IM | 16,02 | 3,61 | 0,0001 | | |
| | | | CP 1 PS | -8,97 | 2,44 | 0,0008 | | |
| | | | CP 2 PS | 7,74 | 3,36 | 0,0269 | | |
| RSH | Nma | 36 | constante | 92,81 | 5,04 | <0,0001 | 0,62 | 0,61 |
| | | | CP1 IM | 23,12 | 3,11 | <0,0001 | | |

CP, componente principal; IM, índices de mineralización; PS, parámetros del suelo.

Al analizar los suelos de cada ambiente según el cultivo antecesor se obtuvieron las siguientes ecuaciones:

Ambiente semiárido

a. Antecesor cultivos de verano:

$$Nma = 81,47 + 21,77(CP2 \text{ IM}); R^2 = 0,66 (p < 0,10; n = 6)$$

b. Antecesor cultivos de invierno:

$$Nma = 106,06 + 21,32(CP1 \text{ IM}) + 13,85(CP2 \text{ PS}); R^2 = 0,54 (p < 0,05; n = 36)$$

Ambiente subhúmedo

b. Antecesor cultivos de verano:

$$Nma = 97,42 + 24,93(CP1 \text{ IM}); R^2 = 0,78 (p < 0,05; n = 18)$$

c. Antecesor cultivos de invierno:

$$Nma = 93,42 + 57,09(CP1 \text{ IM}) - 30,43(CP1 \text{ PS}) - 17,44(CP2 \text{ PS}) + 16,96(CP4 \text{ PS}); R^2 = 0,77 (p < 0,05; n = 18)$$

Al agrupar los suelos según ambiente y antecesor, se aumentaron los coeficientes de explicación para la mayoría de las situaciones. En particular, en RSA con antecesores de invierno se incrementó levemente el R², mientras, con

los antecesores de verano se redujo el grado de ajuste, a pesar de la simplificación de la ecuación.

3.6. Índices de mineralización y atributos del suelo para estimar rendimiento y N en el cultivo.

El rendimiento de trigo de MS y grano, fue un 4 y 23% mayor en RSH que en RSP (**Tabla 27**). Para cebada estas diferencias fueron más marcadas, siendo la MS y el grano superior en 53-56% a favor del RSH (**Tabla 27**).

Tabla 27. Rendimientos en materia seca, grano y N cosechados para cada sitio estudiado, tipo de cultivo y ambiente climático.

| Sitios | Cultivos | n | MS | | grano kg ha ⁻¹ | | Nabs | |
|------------|---------------|----|-------|-----------------|------------------------------|-----------------|-------|-----------------|
| | | | media | ds ^a | media | ds ^a | media | ds ^a |
| Mi | <i>Cebada</i> | 2 | 5348 | 1163 | 2075 | 236 | 52,4 | 3,7 |
| Cu | <i>Trigo</i> | 17 | 7796 | 2312 | 2354 | 685 | 82,2 | 29,4 |
| LE | <i>Trigo</i> | 3 | 8930 | 1372 | 3419 | 495 | 101,6 | 19,9 |
| | <i>Cebada</i> | 1 | 8368 | - | 3618 | - | 67,1 | - |
| LC | <i>Trigo</i> | 12 | 5869 | 1085 | 1821 | 589 | 69,3 | 22,4 |
| LB | <i>Trigo</i> | 4 | 6274 | 2429 | 1882 | 729 | 71,8 | 23,1 |
| EPu | <i>Cebada</i> | 3 | 3820 | 1481 | 1443 | 583 | 51,1 | 11,5 |
| Llo | <i>Trigo</i> | 4 | 10918 | 3054 | 4534 | 1362 | 127,4 | 43,7 |
| HF | <i>Trigo</i> | 7 | 5942 | 2328 | 1986 | 733 | 64,0 | 20,1 |
| | <i>Cebada</i> | 2 | 5817 | 2141 | 1843 | 491 | 76,7 | 9,6 |
| EP | <i>Trigo</i> | 2 | 6427 | 639 | 1859 | 249 | 61,7 | 3,7 |
| | <i>Cebada</i> | 3 | 9334 | 1860 | 3037 | 307 | 94,5 | 27,9 |
| LR | <i>Trigo</i> | 4 | 7545 | 1304 | 2554 | 902 | 79,0 | 24,1 |
| | <i>Cebada</i> | 1 | 10568 | - | 4199 | - | 103,3 | - |
| EC | <i>Trigo</i> | 1 | 7132 | - | 3484 | - | 115,6 | - |
| | <i>Cebada</i> | 1 | 5921 | - | 2728 | - | 62,6 | - |
| EM | <i>Trigo</i> | 2 | 5414 | 1665 | 2407 | 589 | 65,3 | 27,0 |
| | <i>Cebada</i> | 5 | 7149 | 2582 | 3249 | 1205 | 64,6 | 14,8 |
| CM | <i>Trigo</i> | 1 | 8559 | - | 3054 | - | 96,7 | - |
| | <i>Cebada</i> | 3 | 9101 | 4950 | 3477 | 2075 | 91,0 | 38,9 |
| RSA | <i>Trigo</i> | 36 | 7079 | 2132 | 2213 | 763 | 78,4 | 26,6 |
| | <i>Cebada</i> | 6 | 5088 | 2072 | 2016 | 927 | 54,2 | 9,8 |
| RSH | <i>Trigo</i> | 21 | 7372 | 2687 | 2730 | 1246 | 82,8 | 34,6 |
| | <i>Cebada</i> | 15 | 7945 | 2930 | 3093 | 1192 | 79,9 | 24,8 |

MS: Rendimiento en materia seca (kg ha⁻¹). Nabs, N absorbido por la planta a cosecha. ^ads: Desvío estándar.

Para el análisis de correlación y regresiones múltiples entre el rendimiento de MS, grano y Nabs, para trigo y cebada no se tuvo en cuenta el ambiente

climático de los sitios, debido al bajo n con esas condiciones que se encontró en algunos casos.

Se hallaron algunas correlaciones significativas ($p < 0,05$) entre el rendimiento en MS, grano y el N absorbido por planta con los índices de mineralización y los parámetros de los suelos estudiados (**Tabla 28**). Para cebada se hallaron correlaciones altamente significativas ($p < 0,01$) de la MS con NOPg y Pe con coeficiente de correlación para ambos de $r = -0,57$. Mientras que en rendimiento en grano la correlación altamente significativa fue con NOPg ($r = -0,60$) y significativas con Nan ($r = 0,55$) y Pe ($r = -0,52$). En trigo se hallaron relaciones altamente significativas del rendimiento en grano y N abs con el Nhid, con r de 0,52 y 0,47, respectivamente. Además de la correlación significativa ($p < 0,05$) de la MS con Nhid ($r = 0,33$). Con respecto a los parámetros del suelo se observaron correlaciones significativas de las fracciones granulométricas y del contenido de agua del suelo a la siembra con MS, grano y Nabs ($r = 0,29-0,42$) y una relación del grano con CHs ($r = 0,32$; $p < 0,05$). Cuando se compararon los cultivos de cebada y trigo por ambientes, en el RSA con cebada se hallaron correlaciones significativas ($p < 0,05$) del rendimiento en grano y del N abs con CHs ($r = 0,83-0,90$). Para este mismo ambiente con trigo sólo se hallaron correlaciones significativas ($p < 0,05$) de MS y grano con NOPg ($r = -0,39$; $-0,46$, respectivamente) y con COT ($r = -0,36$; $-0,38$, respectivamente). Para el RSH, en cebada se hallaron escasas correlaciones significativas ($p < 0,05$), entre grano y Nan ($r = 0,58$) y entre Nabs y CHs ($r = -0,63$). La mayor cantidad de correlaciones significativas se encontraron dentro del ambiente subhúmedo para el cultivo de trigo. En estos lotes se observaron correlaciones altamente significativas ($p < 0,01$) del rendimiento en MS, grano y N abs con las fracciones granulométricas ($r = 0,66-0,68$), el COT ($r = 0,64-0,75$) y AS ($r = 0,59-0,71$). Walley et al. (2002) reportaron que el COT y el Nt explicaban más fuertemente los

rendimientos de trigo y Nabs con respecto a los índices de mineralización. Entre los índices, el Nhid fue el más importante hallándose relaciones con MS, grano y Nabs con valores de 0,62, 0,71 y 0,77, respectivamente. También se hallaron correlaciones significativas de la MS, grano y Nabs con Nan (valores r de 0,45, 0,61 y 0,56, respectivamente) y con Nt (valores r de 0,55; 0,69 y 0,65, respectivamente). Igualmente, para todos los casos el grado de explicación del rendimiento en MS, grano y Nabs fueron bajos utilizando índices de mineralización o parámetros de suelo por si solos. Debido a esto se realizaron las regresiones múltiples con todas las variables juntas (**Figura 11**).

Tabla 28. Correlaciones entre el rendimiento en materia seca, grano y N cosechado por cultivo y ambiente y los índices de mineralización y los parámetros físicos y químicos del suelo.

| Tipo de variable | Variable | Cebada (n=21) | | | Trigo (n=57) | | |
|------------------|-------------------------|----------------|---------------|-------|---------------|----------------|----------------|
| | | MS | grano | Nabs | MS | grano | Nabs |
| IM | Nan | 0,21 | 0,55* | -0,07 | 0,18 | 0,41** | 0,30* |
| | Nhid | -0,20 | -0,16 | -0,2 | 0,33* | 0,52*** | 0,47*** |
| | N-NO₃ | 0,33 | 0,20 | 0,38 | 0,0031 | -0,19 | 0,02 |
| | Nt | 0,05 | 0,20 | -0,11 | 0,12 | 0,25 | 0,23 |
| | NOPg | -0,57** | -0,6** | -0,35 | -0,16 | -0,11 | -0,15 |
| | Arena | -0,11 | -0,15 | -0,04 | -0,29* | -0,33* | -0,33* |
| | L+a | 0,11 | 0,15 | 0,04 | 0,29* | 0,33* | 0,33* |
| | AS | 0,13 | 0,21 | 0,01 | 0,33* | 0,42** | 0,32* |
| | COT | -0,08 | -0,003 | -0,18 | 0,02 | 0,17 | 0,11 |
| | PS | C:N | -0,15 | -0,22 | -0,07 | -0,18 | -0,13 |
| COPt | | 0,19 | 0,21 | 0,19 | -0,04 | -0,01 | -0,05 |
| CHt | | 0,10 | 0,17 | -0,04 | -0,02 | 0,15 | 0,05 |
| CHs | | -0,20 | 0,07 | -0,34 | 0,11 | 0,32* | 0,18 |
| N inorg. | | 0,28 | 0,27 | 0,25 | -0,03 | -0,15 | -0,07 |
| pH | | 0,05 | 0,17 | -0,16 | -0,18 | -0,17 | -0,04 |
| Pe | | -0,57** | -0,52* | -0,37 | 0,06 | 0,12 | 0,08 |

IM, índices de mineralización; PS, parámetros del suelo. L+a, limo+arcilla; AS, agua del suelo a la siembra en forma de lámina (mm), COT, carbono orgánico total; C:N, relación carbono-nitrógeno; COPt, carbono orgánico particulado total (COPg+COPf); CHt, carbohidratos totales; CHs, carbohidratos solubles; N disponible, N inorgánico en 0-20 cm; Pe, fosforo extraíble.

Mediante las regresiones múltiples con los índices y parámetros de suelo, se incrementaron los coeficientes de explicación (R^2) para ambos cultivos en el rendimiento de MS, grano y en Nabs. Las variables seleccionadas por el método Stepwise para la predicción del rendimiento en cebada y trigo,

correspondieron mayormente a índices de mineralización, especialmente NOPg y Nhid. Además se pudo observar la importancia de las fracciones lábiles del C (COPg) sobre el rendimiento en ambos cultivos. Galantini & Landriscini (2007) mencionaron la importancia de la MOP en la disponibilidad de nutrientes para las plantas. Quiroga et al. (2008) demostraron relaciones entre el rendimiento en grano de trigo y la MOP en suelos de la región semiárida y subhúmeda de La Pampa. Sin embargo, para poder confirmar estas relaciones sería necesaria la utilización de mayor cantidad de variables climáticas en estos modelos, debido a la gran influencia que tienen sobre el rendimiento y el Nabs. Kay et al. (2006) afirmaron que la estimación de los requerimientos de fertilización, basados en índices de mineralización, deberían ser combinados con las condiciones climáticas que alteran no sólo la dinámica del N en el suelo, sino también la respuesta del cultivo al fertilizante nitrogenado después de que el índice fue medido.

Cuando se analizaron las predicciones del rendimiento (MS y grano) y Nabs con los CP generados a partir de IM y PS, se obtuvieron R^2 bajos y menores a los obtenidos con las regresiones múltiples con todas las variables edáficas estudiadas (**Figura 28**). Las ecuaciones obtenidas con el grado de ajuste correspondiente se detallan en la **Tabla 29**. En este caso, al contrario de lo sucedido con la mineralización aparente, no se pudieron hallar claramente indicadores que permiten explicar el rendimiento de MS, grano y Nabs tanto en cebada como en trigo, debido a los bajos ajustes obtenidos. Nyiraneza et al. (2009) encontraron elevadas predicciones del rendimiento de maíz mediante CP generados a partir de índices de mineralización y parámetros edáficos. Estos autores, debido a los altos coeficientes de determinación pudieron encontrar indicadores del rendimiento de maíz para dos ensayos de largo plazo en Canadá con características topográficas similares. En cambio, en este

estudio se analizaron una gran cantidad de lotes con diferentes edafoclimáticas bien marcadas que no permitieron encontrar elevadas predicciones.

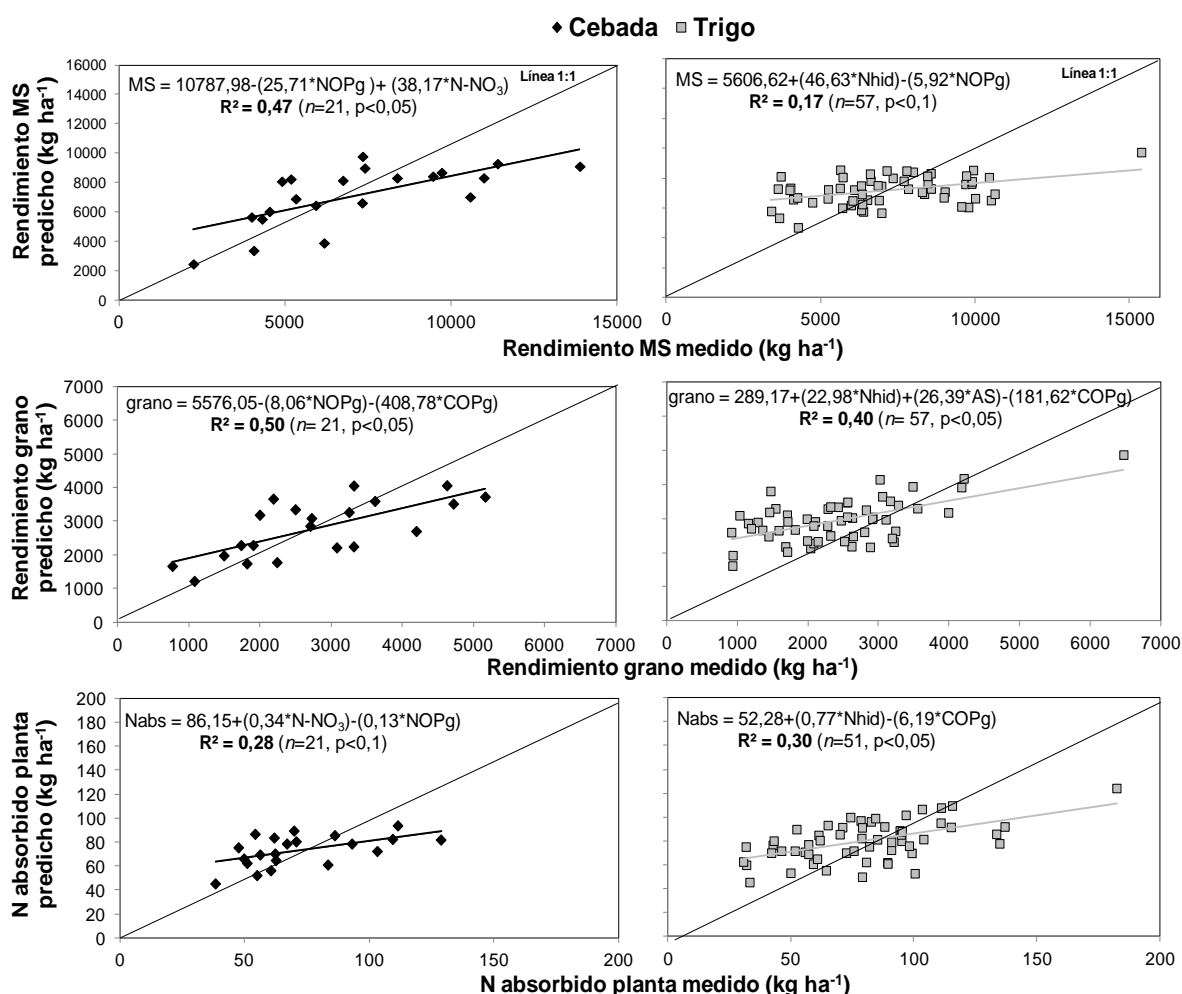


Figura 11. Comparación de las relaciones entre el rendimiento en materia seca, grano y N absorbido por la planta predichos por las regresiones múltiples para cebada y trigo.

Tabla 29. Regresiones múltiples con los componentes principales derivados de los índices de mineralización y los parámetros del suelo para la predicción del rendimiento en materia seca, grano y N absorbido en cebada y trigo.

| Predicción | Cebada | Trigo |
|------------|---|--|
| MS | $7177,9 + 741,2(\text{CP2 PS})$ ($R^2=0,25$; $p<0,05$ $n=21$) | $7148,3 + 741,2(\text{CP2 PS})$ ($R^2=0,14$; $p<0,05$ $n=57$) |
| grano | $2779 + 73,7(\text{CP2 IM}) - 605,9(\text{CP3 IM})$ ($R^2=0,49$; $p<0,05$ $n=21$) | $2401,4 + 303,9(\text{CP1 IM}) - 355,9(\text{CP3 IM})$ ($R^2=0,31$; $p<0,05$ $n=57$) |
| Nabs | $72,9 + 7,61(\text{CP2 IM})$ ($R^2=0,13$; $p<0,05$ $n=21$) | $74,4 + 7,8(\text{CP2 PS}) + 5,6(\text{CP1 IM})$ ($R^2=0,20$; $p<0,05$ $n=57$) |

IM, índices de mineralización; PS, parámetros del suelo; MS, materia seca; Nabs, N absorbido a madurez fisiológica.

4. Conclusiones

El Nan fue el índice más relacionado con la mineralización de N, sin embargo, el uso de los índices rápidos junto con los parámetros del suelo mejoró la predicción de la mineralización aparente, observando mejores resultados cuando se discriminó por ambiente y antecesor.

Se observaron efectos diferenciales de los antecesores en los resultados obtenidos sobre el N mineralizado a campo.

Por su parte el agrupamiento de las variables en CP permitió explicar con buen grado de ajuste a la mineralización a campo, sin embargo, para el rendimiento de los cultivos no sucedió así. Mediante el uso de CP se pudo verificar al Nan como indicador de la mineralización a campo y una mayor complejidad del ambiente semiárido, donde la explicación del Nma está dado por muchos indicadores.

Se observaron evidencias de la importancia de las fracciones lábiles y como influyen sobre la productividad de los cultivos en estos ambientes.

El conocimiento del N que provendrá de la MO, permitirá realizar un balance más correcto de las necesidades de fertilizante optimizando las aplicaciones.

Se encontraron que los índices de mineralización pueden ser usados como indicadores para la mineralización aparente. Como trabajo futuro sería importante la conformación de índices funcionales con el fin de poder desarrollar modelos más simples que nos permitan reducir el número de variables utilizadas.

Capítulo III

Eficiencias de nitrógeno y del agua para trigo en suelos del Sudoeste bonaerense

1. Introducción

El agua y el N son los principales factores que limitan el crecimiento y rendimiento de los cereales en regiones semiáridas (Kassam, 1981; Sinclair & Horie, 1989, Fageria & Baligar, 2005). La demanda global de fertilizantes nitrogenados se ha incrementado en los últimos 50 años (Schepers & Raun, 2008; Hancock et al., 2011), aumentando las aplicaciones en regiones más frágiles que dado por las características climáticas, podría ser riesgoso (Ryan et al., 2009). La principal característica que define a la zona semiárida es la escasez y erraticidad de las precipitaciones. Además, gran parte de las precipitaciones tienen lugar durante el período de barbecho y en su mayor parte no es utilizada por los cultivos (Quiroga et al., 2003). Por este motivo, en estas regiones, tanto semiáridas como subhúmedas, la optimización de la aplicación de fertilizantes es difícil. Las aplicaciones deficientes producen ingresos menores, llevando a la sobreexplotación de los recursos, mientras que las excesivas aumentan los riesgos de pérdida de N por diferentes vías. Es por esto que se deberían adecuar las aplicaciones de N a las condiciones de fertilidad particulares y al potencial de rendimiento esperado. Según Cook & Veseth (1991) el límite de producción del cultivo está dado, por la combinación del potencial genético y por el ambiente en que se desarrolla. Por su parte, Campbell et al. (1993) informaron de la fuerte interacción entre el uso del agua y la respuesta de los cultivos a los fertilizantes en regiones semiáridas.

El cultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.) es la base de los sistemas productivos en una amplia región del SOB (Martinez et al., 2012). Sus rendimientos son influenciados por las condiciones climáticas y las propiedades edáficas, obligando a un uso eficiente del agua y del nitrógeno (Martínez et al., 2012;

Martínez et al., 2014a). Si bien la eficiencia en el uso de un nutriente se ha definido de maneras diferentes, en general trata de calificar la habilidad de un sistema para transformar un insumo en un producto (Fageria & Baligar; 2005). Estimaciones de la recuperación del N aplicado a nivel mundial (Raun & Johnson, 1999) como a nivel de parcelas (Davis et al., 2003; Fageria & Baligar, 2005; Dobermann, 2005) concuerdan en valores entre el 30 y 50%, por lo que aproximadamente más del 50% del N aplicado no es asimilado por las plantas (Tilman et al., 2002; Dobermann & Cassman, 2004). Es decir, se utiliza una pequeña parte del N que se aplica, con un gran costo económico y ambiental. Para mejorar la eficiencia se debe conocer cómo los diferentes factores ligados a la producción la modifican y de esta forma plantear estrategias tendientes a maximizarla. La aplicación de N en estas regiones tiene una baja eficiencia por las pérdidas que se producen en los años lluviosos, donde el cultivo puede expresar su máximo potencial, y por el déficit que se genera en los años secos, en los que hay una demanda extra de agua que no puede ser satisfecha. El momento en que el N está disponible para el cultivo de trigo, determina su absorción y su traslocación en la planta. Muchos estudios han demostrado que las aplicaciones particionadas comparándola con aplicaciones en un sólo momento han resultado en una mayor recuperación de N por la planta (López-Bellido et al., 2012). Sin embargo, esto debería determinarse localmente y según la fertilidad inicial (Stockdale et al., 1997; Recous & Machet, 1999). Una disponibilidad temprana se traduce en rendimientos mayores, mientras que en etapas tardías tiende a mejorar la calidad proteica del grano (Sarandón & Caldiz, 1990; Sarandón et al., 2000). Sin embargo, el momento de fertilización puede dar resultados distintos según las condiciones climáticas del año, la

zona y los niveles de producción. Esto se debe a la interacción entre los factores edáficos, climáticos (Díaz-Zorita, 2000a), de manejo y genotipo (Cox et al., 1985; Sarandón & Caldiz, 1990), que hace que la relación entre disponibilidad de N y rendimiento sea compleja. Para el caso de aplicaciones postergadas, la irregularidad de las precipitaciones hace que tengan la ventaja de realizarlas en función de las características climáticas previas (cantidad de lluvia y biomasa producida por el cultivo) y las expectativas futuras, sea el agua en el suelo como el pronóstico climático (Cantamutto et al., 1986). Bono et al. (2000) no encontraron respuesta a los diferentes momentos de aplicación del N, sin embargo, las aplicaciones al macollaje presentaron ventajas sobre las aplicaciones a la siembra. Lazzari et al. (1991) observaron que cuando las lluvias durante el período de macollaje fueron escasas, el mayor aprovechamiento del N del fertilizante se produjo al aplicarlo a la siembra. Las aplicaciones tardías mejoraron la cantidad de N en grano, pero no así el rendimiento (Laurent et al., 1996). Comparando aplicaciones a la siembra, fraccionada y al macollaje en Balcarce, Barrow y Bordenave, se encontró en todos los casos respuesta significativa a la fertilización, pero no entre momentos de aplicación (Loewy, 1990a; Bárbaro et al., 1999). En el Oeste bonaerense, con escasas lluvias invernales, la aplicación a la siembra produjo incrementos significativos respecto de las aplicaciones al macollaje (Díaz Zorita, 2000a). En el Sudeste bonaerense con abundantes lluvias invernales y con diferentes sistemas de labranzas, la aplicación al macollaje fue más eficiente que la de la siembra (Melaj et al., 2003). En estas situaciones, el N al macollaje permitiría mayor recuperación del fertilizante aplicado. Resultados semejantes encontraron Videla et al. (1996) donde la eficiencia del N en

macollaje fue mayor, como consecuencia de una mayor absorción hasta antesis. Por otro lado, García et al. (1998) encontraron eficiencias iguales o mayores con aplicaciones a la siembra o divididas que en macollaje, si bien las diferencias fueron significativas en 4 de 10 ensayos. En el norte bonaerense, Baumer (1996) encontró eficiencias iguales o mayores con aplicaciones a la siembra. En un suelo Argiudol Típico, Sarandón et al. (1997) observaron un efecto significativo de la fertilización sobre la producción y partición de la materia seca, pero que no dependió del momento de aplicación del fertilizante. En el norte de la región Pampeana diferentes autores (Gambaudo & Fontanetto, 1996; Melchiori & Paparotti, 1996) no encontraron diferencias entre momentos.

Debido a que en estas regiones, dentro de los principales factores de producción encontramos al agua, siendo no dependiente de la actividad antrópica, es más dificultoso poder optimizar las diferentes eficiencias de N para reducir los costos y los problemas ambientales. Es por esto que la hipótesis planteada es que aplicando los fertilizantes nitrogenados en estadios más avanzados, como en macollaje, se aumenta la eficiencia del uso del N. Esto sería por un aumento del rendimiento, siendo mayor en ambientes subhúmedos en comparación a los semiáridos. Esto produciría un aumento en las eficiencias del uso del N, ya que estaría suministrado el N en los períodos de máximos requerimientos por el trigo y donde las condiciones favorecerían su absorción por el cultivo. El objetivo fue analizar la influencia de la variabilidad climática en dos ambientes: semiárido y subhúmedo, sobre la respuesta a diferentes dosis y momentos de fertilización en la productividad del trigo y sobre las eficiencias en el uso del nitrógeno y del agua.

2. Materiales y Métodos

2.1. Descripción del sitio, muestreo del suelo y las plantas

Se realizaron ensayos de fertilización con trigo en lotes bajo SD en dos ambientes climáticos contrastantes; un ambiente semiárido (RSA), más precisamente en el establecimiento Cumelén y otro subhúmedo (RSH), en tres establecimientos (Las Ruinas, La Casilda y Hogar Funke), desde el año 2004 hasta 2012. Todos estos establecimientos son pertenecientes a productores de la Regional Aapresid - Bahía Blanca, ubicados en lo que comprende el SOB. Se combinaron dosis (0-25-50-100 kg ha⁻¹) y dos momentos de aplicación de N: siembra (Ns) y macollaje (Nm). La variedad de trigo utilizada para el ambiente semiárido fue *Buck Guapo* para todos los años, mientras que en el subhúmedo fueron 3: *P.Baguette 11*, *Buck Poncho* y *ACA 303*.

2.2. Análisis químicos y físicos

En las muestras de suelo secadas al aire y tamizadas por 2 mm, se determinaron las siguientes propiedades químicas: COT, por combustión seca (1500°C) con analizador automático LECO C Analyser; Nt, método de Kjeldahl (Bremner, 1996), Pe (Bray & Kurtz, 1945), y pH (relación suelo- agua 1:2,5). Luego se estimó el valor de MO considerando que un 58% de la misma es C, es decir utilizando un factor 1,724. Los datos analíticos de los suelos para ambos ambientes y años se resumen en la **Tabla 30**.

Se utilizaron parcelas de 4 x 9 m (36 m²) dispuestas en tres bloques completos aleatorizados (**Figura 12**). Los tratamientos ensayados fueron 4 dosis de N (0, 25, 50, 100 kg ha⁻¹), al momento de la siembra (Ns) y al macollaje (Nm), en forma de urea. Se tomaron las muestras de suelos a la siembra y cosecha en las profundidades de 0-20 y 20-60 cm, para conocer el contenido de N

inorgánico en el suelo (0-60 cm). Los datos obtenidos en mg kg^{-1} fueron convertidos a kg ha^{-1} utilizando un valor de densidad aparente promedio de 1,3. En madurez fisiológica (Z90, Zadocks et al., 1974) se tomaron muestras de material vegetal para la determinación del rendimiento de MS y grano, y otros componentes del rendimiento. Se procesaron las muestras y se determinó el contenido de N total en grano y paja. Con ese valor se estimó el contenido de proteína multiplicando por el factor 5,75 (Novoa & Loomis, 1981).

Tabla 30. Características edáficas del suelo (0-60 cm) de para los años seleccionados al momento de la siembra del trigo.

| Ambiente | año | N inorgánico (kg ha^{-1}) | MO (g kg^{-1}) | Nt | Pe (mg kg^{-1}) | pH |
|----------|------|---|------------------------------|-----|-------------------------------|-----|
| RSA | 2004 | 97 | 23 | 1,3 | 24 | 6,1 |
| | 2008 | 98 | 25 | 1,2 | 7 | 7,6 |
| | 2010 | 81 | 24 | 1,3 | 26 | 7,4 |
| | 2011 | 45 | 23 | 1,2 | 19 | 6,2 |
| | 2012 | 83 | 24 | 1,2 | 26 | 6,0 |
| RSH | 2008 | 40 | 35 | 1,6 | 28 | 6,4 |
| | 2010 | 35 | 25 | 0,9 | 20 | 7,0 |
| | 2011 | 46 | 39 | 1,4 | 14 | 6,4 |
| | 2012 | 48 | 26 | 1,3 | 10 | 6,4 |

RSA, ambiente semiárido; RSH, ambiente subhúmedo; N inorg, nitrógeno inorgánico al momento de la siembra en forma de N-NO_3 (kg ha^{-1}); MO, materia orgánica (g kg^{-1}); Nt, nitrógeno total del suelo (g kg^{-1}); Pe, fósforo extraíble (mg kg^{-1}), pH, potencial Hidrogeno.

| | | | | | | | | |
|------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| Bloque I | Nm ₁₀₀ | N ₀ | Ns ₁₀₀ | Nm ₂₅ | Nm ₅₀ | Ns ₂₅ | N ₀ | Ns ₅₀ |
| Bloque II | Ns ₁₀₀ | Nm ₅₀ | Nm ₁₀₀ | N ₀ | Ns ₂₅ | Nm ₂₅ | Ns ₅₀ | N ₀ |
| Bloque III | N ₀ | Nm ₁₀₀ | Ns ₁₀₀ | Nm ₅₀ | Ns ₅₀ | Ns ₂₅ | Nm ₂₅ | N ₀ |

Tratamientos Ns, N aplicado a la siembra; Nm, N aplicado al macollaje; dosis de N, N₀, N₂₅, N₅₀, N₁₀₀.

Figura 12. Diseño experimental de los ensayos de fertilización en trigo.

2.3. Parámetros de rendimiento y componentes de calidad

Se determinaron los componentes del rendimiento: índice de cosecha (IC); espigas por unidad de superficie (esp m^{-2}), granos por espiga (g esp^{-1}), peso de 1000 granos (P_{1000}), así como la calidad del grano (% de proteína).

2.4. Eficiencias de nitrógeno

Para evaluar la eficiencia del uso utilizando definiciones de diferentes autores (Raun & Johnson, 1999; Fageria & Baligar, 2005; Minoldo, 2010), se delimitaron las siguientes etapas:

Eficiencia de fertilización, donde se consideró la cantidad de N aplicado como fertilizante como:

Eficiencia agronómica en el uso del fertilizante aplicado (EUF) para la producción de grano (g) o materia seca total aérea.

$$EUF_{MS} = (MS_f - MS_0) / N_f \quad EUF_g = (\text{grano}_f - \text{grano}_0) / N_f$$

La recuperación aparente del fertilizante aplicado (RAN) en el grano

$$RAN = (N\text{-grano}_f - N\text{-grano}_0) / N_f$$

Eficiencia del uso del N (EUN), donde se consideró la cantidad de N disponible para la producción de grano y MS.

$$EUN_{MS} = MS / N_d \quad EUN_g = \text{grano} / N_d$$

N, nitrógeno (kg ha^{-1}); g, rendimiento en grano (kg ha^{-1}); MS, producción de materia seca total aérea a cosecha (grano y paja en kg ha^{-1}); N-g, contenido de N en el grano (kg ha^{-1}); Nd, N disponible (N inorgánico + N fertilizante) f, tratamientos fertilizados con N; 0, testigos.

El cálculo de la EUA se realizó según Sinclair et al. (1984) y Martínez et al. (2014a), es decir, teniendo en cuenta la MS o grano con respecto al ingreso de agua en el sistema.

Eficiencia en el uso del agua (EUA) para la producción de MS y de grano

$$EUA_{MS} = MS / ((H^\circ\text{ini} + \text{ppitaciones}) - H^\circ\text{fin})$$

$$EUA_g = \text{grano} / ((H^\circ\text{ini} + \text{ppitaciones}) - H^\circ\text{fin})$$

H° ini, humedad al momento de la siembra (mm); ppitaciones, lluvias registradas durante el ciclo del cultivo (mm); H° fin, humedad al momento de la cosecha (mm); MS, producción de materia seca total aérea a cosecha (grano y paja en kg ha^{-1}); g, rendimiento en grano (kg ha^{-1}).

2.5. Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de los datos, se realizó ANAVA triple (dosis, momentos y años) por ambiente estudiado y comparación de medias por DMS

de Fisher ($p < 0,05$), utilizándose el software INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2013). Cuando se detectó interacción con el año, se realizó un ANAVA doble entre dosis y momentos para cada uno de los años, en ambas regiones. Se realizó el análisis de componentes principales utilizando como variable de clasificación a las dosis de N aplicadas a la siembra y al macollaje. Además, se realizaron correlaciones de Pearson entre el rendimiento de MS y grano, los componentes de rendimiento y las eficiencias de N, con respecto a las precipitaciones de setiembre (Prec. Set.), octubre (Prec. Oct.), noviembre (Prec. Nov.), primavera (Set-Oct-Nov) y precipitaciones de siembra a cosecha (Ciclo completo), discriminado por momento de fertilización. Se realizaron arboles de regresión múltiples en ambas regiones, teniendo en cuenta a las precipitaciones citadas para observar los umbrales en los cuales se maximizaría el rendimiento de MS, grano y proteína, utilizándose como medida de heterogeneidad dentro de los nodos a la suma de cuadrados corregida.

3. Resultados y Discusión

3.1. Condiciones climáticas

Las precipitaciones promedios del RSA fueron variables entre los diferentes años (**Figura 13a**). En el año 2004 las precipitaciones fueron acordes a las necesidades teóricas de acuerdo a lo propuesto por Paoloni & Vazquez (1985) para el cultivo de trigo, con valores muy superiores a la media histórica del sitio (**Figura 13a**). En 2008, hubo marcados períodos secos durante todo el año incrementándose aún más en los meses de primavera. Durante el año 2010, las precipitaciones evidenciaron una alta variabilidad concentrándose mayormente en el otoño y primavera, con un déficit hídrico severo en agosto. En el año 2011, se observó escasez de agua a partir de julio, que prosiguió de la misma manera hasta el fin del ciclo. Para 2012 se observó una marcada

sequía invernal y luego siguió una tendencia muy similar al año 2011 a excepción del mes de agosto. En el 80% de los años (2008, 2010, 2011 y 2012) las precipitaciones durante el periodo de llenado de granos fueron menores que las necesidades teóricas de agua del trigo, en concordancia a lo observado por Paoloni & Vazquez (1985).

Las precipitaciones durante 2008 en los suelos del ambiente subhúmedo (**Figura 13c**), igualaron la necesidad teórica hasta el mes de setiembre, para luego observarse una caída marcada hasta la cosecha. Para 2009 se observó sequía durante todo el ciclo del cultivo lo que conllevó que muy pocos lotes de la región pudieran cosecharse. En 2010 se repitió la tendencia del año 2008, mientras que en el año 2011 lo que ocurrió fue la carencia de precipitaciones en setiembre y octubre, aumentando de manera considerable hacia el mes de noviembre, coincidente con el llenado de granos. En 2012 se observaron déficits muy marcados en setiembre y menor en octubre, mientras que en noviembre las precipitaciones estuvieron acordes de la necesidad teórica.

Las temperaturas en general no registraron grandes variaciones en comparación a las precipitaciones para ambos ambientes (**Figura 13b y d**).

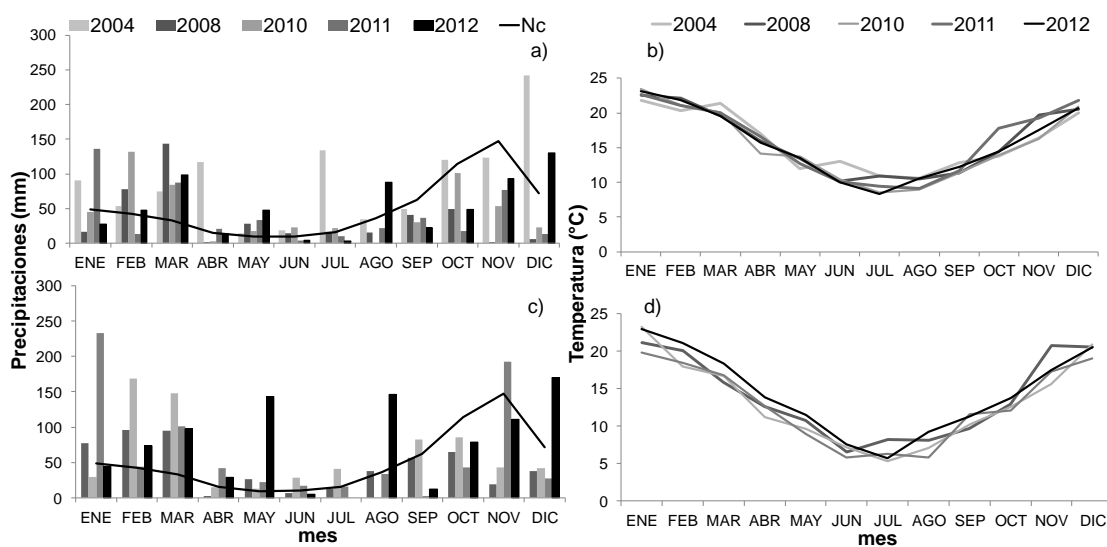


Figura 13. Precipitaciones registradas y temperaturas medias mensuales durante todos los años ensayados en ambiente a) y b) semiárido y c) y d) subhúmedo.

3.2. Productividad, componentes del rendimiento y calidad del trigo

3.2.1 Ambiente semiárido (RSA)

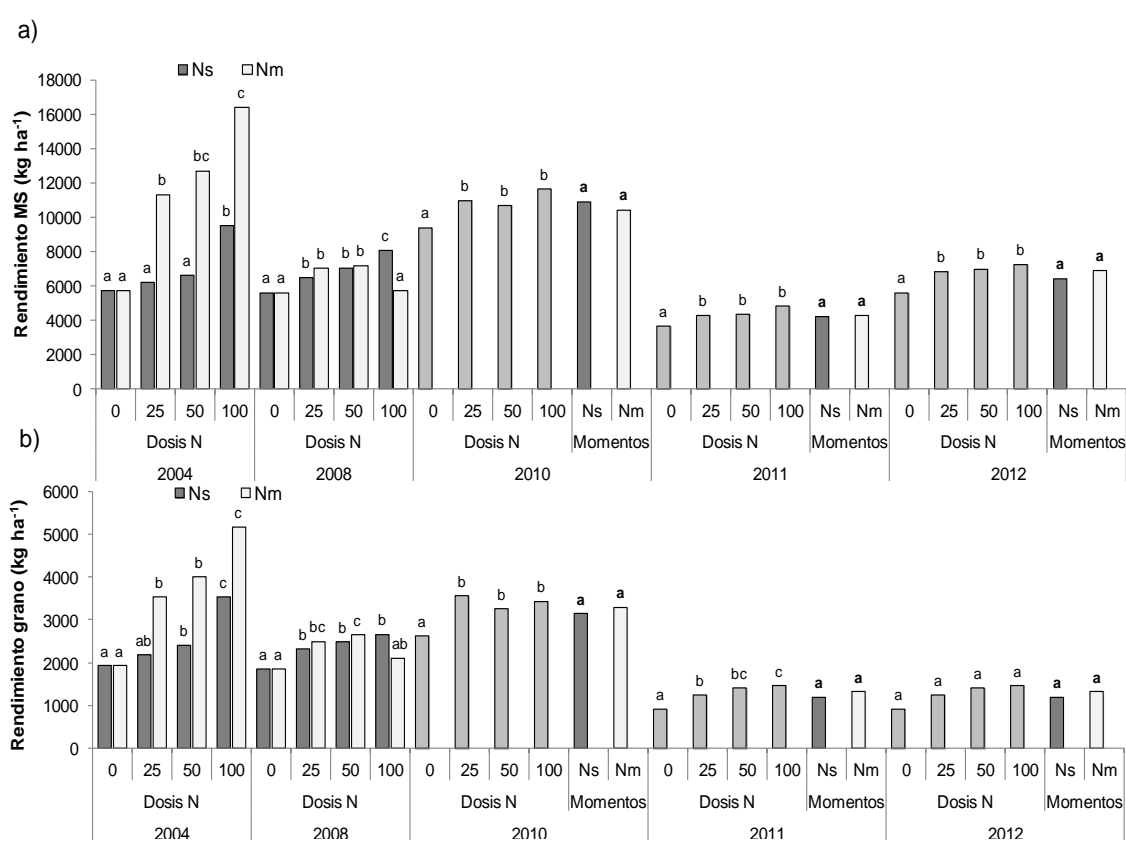
3.2.1.1. Producción de materia seca (MS) y grano

Se detectaron comportamientos diferentes para los diferentes años, lo que refleja la variación interanual en las precipitaciones y como consecuencia, las diferencias en las eficiencias de absorción del N proveniente del fertilizante (Garrido-Lestache et al., 2004). Debido a esto, se realizó el análisis para cada uno de ellos. Para 2004, se observó interacción entre dosis y momentos ($p < 0,01$), por lo que al evaluar las dosis por cada uno de los momentos, con Ns, sólo se diferenció la dosis de 100 kg N ha^{-1} . Caso contrario sucedió con el N aplicado al macollaje, donde se detectaron diferencias significativas ($p < 0,001$) entre todas las dosis con respecto a la parcela sin aplicación, obteniéndose la mayor respuesta con la mayor dosis aplicada (100 kg N ha^{-1}). Para el mismo sitio pero en el año 2008, se observó nuevamente interacción entre el momento y las dosis, por lo que se analizó según momentos. En este caso se halló una respuesta significativa para las dosis aplicadas al momento de la siembra, correspondiendo la mayor a la dosis más alta. Caso contrario sucedió cuando se aplicó el N en el momento más tardío, donde se pudo observar claramente los retornos decrecientes, que evidenciaron diferencias significativas entre las dosis de 25 y 50 kg N ha^{-1} , con respecto al testigo y a la dosis máxima (**Figura 14a**). Esta diferencia se debió fundamentalmente a las abundantes precipitaciones registradas en 2004, las que estuvieron por encima de la media histórica y fueron adecuadas a las necesidades teóricas del trigo propuestas por Paoloni & Vazquez (1985). Mientras, en 2008 se observó un marcado déficit hídrico en el período en el que se define el rendimiento, es

decir, los meses de primavera (Miranda & Junquera, 1994). Tanto para 2010, 2011 y 2012 se observaron diferencias significativas entre dosis pero no así entre momentos. Para estos tres años particulares, el efecto de las dosis fue similar y sólo se hallaron diferencias estadísticas entre el testigo y el resto de las dosis de N (**Figura 14a**).

Con respecto al rendimiento en grano para 2004 y 2008 también se detectaron diferentes tendencias (interacción significativa) entre dosis y momentos. Al evaluar por momentos, para el Ns se observaron mayores diferencias ($p < 0,001$) entre dosis, siendo la tendencia: $100 > 50 > 25 > 0$ kg N ha⁻¹. Para Nm también se hallaron diferencias altamente significativas, obteniéndose la máxima respuesta en grano para la dosis aplicada más elevada. Con respecto al 2008, para Ns se hallaron menores diferencias entre dosis ($p < 0,01$), diferenciándose las dosis de 25, 50 y 100 kg N ha⁻¹ del tratamiento testigo, aunque sin diferencias entre estas. Para las dosis aplicadas en macollaje, la significación fue menor ($p < 0,05$) y las diferencias fueron entre los mayores rendimientos producidos por las dosis de 25 y 50 kg N ha⁻¹ y los menores obtenidos con las dosis de 0 y 100 kg N ha⁻¹ (**Figura 14b**). En los años 2010 y 2012 se observó la misma tendencia que para la producción de MS (**Figura 14a**), sin embargo en 2011, se hallaron mayores diferencias entre las dosis, siendo la máxima producción de grano para la dosis más elevada. Una diferencia entre la producción de MS y grano, fue que a pesar de no hallarse diferencias significativas entre los momentos ($p > 0,05$), se observaron mayores valores de producción en grano para Nm, sin ninguna interacción entre dosis y momentos. En suelos de la región Mediterránea de España con condiciones semejantes a las de este estudio, López-Bellido et al. (1996) reportaron que el

rendimiento en grano en trigo era influenciado por la dosis de N, cuando las precipitaciones durante el ciclo de cultivo eran superiores a 450 mm. En este estudio sólo se encontró esa relación para el año 2004, sin embargo, y a pesar de la buena provisión inicial de N al momento de la siembra se hallaron diferencias entre dosis en los años 2008, 2010 y 2011, aunque en este último el N inicial era más bajo (**Tabla 30**). Según lo informado por López-Bellido et al. (2001), la respuesta al N aplicado es también dependiente del N disponible.



Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre dosis por momentos para los años 2004 y 2008; y diferencias entre dosis y entre momentos para los años 2010, 2011 y 2012.

Figura 14. Rendimiento de a) materia seca (MS) y b) grano según año, dosis y momentos de fertilización.

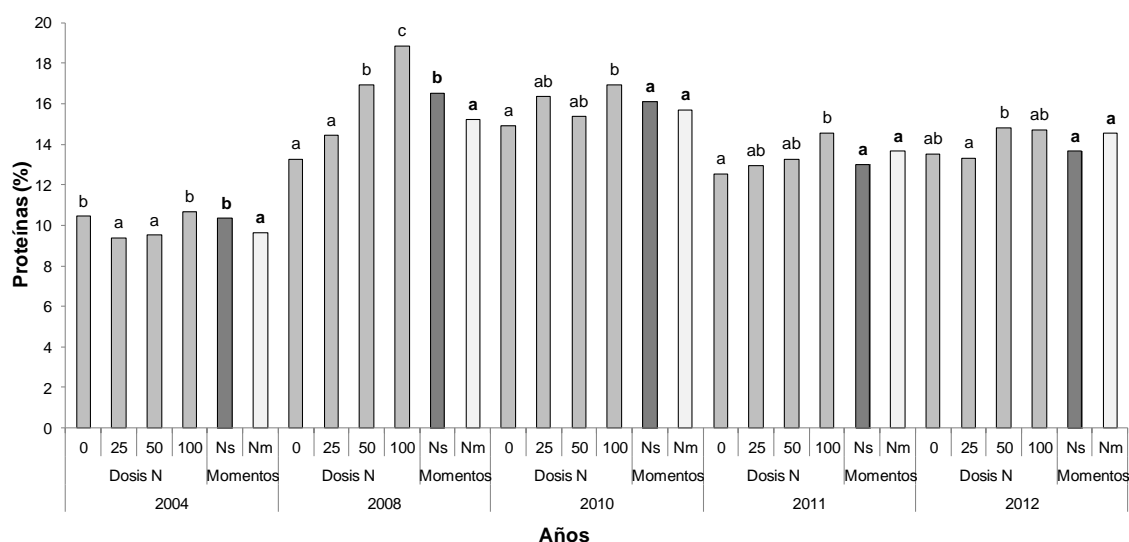
3.2.1.2. Proteínas

Para la proteína no se encontró interacción ($p > 0,05$) entre dosis y momentos (**Figura 15**). Para el año 2004 que se registraron las mayores precipitaciones, entre dosis no se hallaron las diferencias detectadas para MS y grano, pero se

hallaron diferencias significativas de los momentos, siendo el Ns significativamente mayor ($p < 0,05$) al Nm. El valor promedio de proteína para este año fue bajo ($\cong 10\%$), por debajo del estándar de comercialización del trigo pan, que establece un valor de proteína de 11%. Este bajo tenor proteico es un claro ejemplo del efecto de dilución ocasionado por la elevada producción de MS (Loewy, 1990b; López-Bellido et al., 2000; Dupont et al., 2006). En 2008 se detectaron diferencias significativas según momentos de fertilización a favor de la siembra, posiblemente atribuido a las escasas precipitaciones que se registraron desde agosto hasta madurez fisiológica, ya que la proteína del grano es muy dependiente de las condiciones de humedad del suelo y disponibilidad de N al momento de llenado (Cox et al., 1985). Gooding & Davies (1997) encontraron incrementos en el tenor proteico en condiciones de sequía al igual que en este estudio, debido a una menor removilización de hidratos de carbono hacia el grano, con respecto al N. Especialmente los déficits en períodos críticos del cultivo como durante el periodo de llenado de granos, son de gran importancia en la removilización de N al grano según lo informado por Angus & Fisher (1991). Además, en 2008 se observaron respuestas significativas de las dosis ($p < 0,001$), con el máximo de proteínas para la mayor dosis (**Figura 15**). Comparando el contenido proteico y el rendimiento en grano para todos los años, en promedio no se observaron relaciones lineales para ambos momentos en coincidencia a lo hallado por Garrido-Lestache et al. (2004). Estos autores sugirieron que esta falta de relación, era debida a la variación interanual en las precipitaciones en la región semiárida Mediterránea de España. Evans et al. (1975) informaron que el rendimiento en grano y la proteína no estaban linealmente relacionados porque dependen de la dilución del almidón que ocurre durante el llenado del grano y en estos ambientes con condiciones climáticas variables pueden variar. La

removilización de N durante el llenado de granos puede contribuir con hasta el 76% del N total acumulado en granos (Barbottin et al., 2005; Schiltz et al., 2005). Condiciones que limiten la absorción de N durante el llenado de granos promueven la utilización de N almacenado, incrementando con esto la eficiencia de removilización (Barbottin et al., 2005).

Para los años restantes (2010, 2011 y 2012) no se detectaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre momentos de fertilización sobre la proteína. Esto coincide a lo hallado por Ron & Loewy (2000) en estudios en el SOB, que en condiciones de primaveras con bajas precipitaciones encontraron que la fertilización a la siembra asegura una mayor disponibilidad y absorción de N.



Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre dosis y entre momentos (Ns y Nm) para todos los años.

Figura 15. Proteína (%) del grano de trigo según año, dosis y momentos.

3.2.1.3. Componentes del rendimiento

El IC se diferenció estadísticamente ($p < 0,01$) según momentos de aplicación en 2004 y en 2012, donde además se hallaron diferencias entre dosis aplicadas (Tabla 31). Se observó efecto de las dosis sobre las esp m^{-2} en 2008. Durante el 2010, se hallaron efectos de las dosis y del momento de aplicación ($p < 0,001$) sobre esp m^{-2} , a favor de Nm. Sin embargo, en 2011 y 2012 no se halló efecto de la dosis ni el momento de aplicación ($p > 0,05$) para este componente (Tabla

31). Con respecto a los $g\ esp^{-1}$ se hallaron efectos significativos ($p < 0,05$) de las dosis para 2004, 2008 y 2011, sin encontrarse algún efecto del momento de aplicación para ningún año. El parámetro con menor variación fue el P_{1000} , encontrándose diferencias entre los momentos de aplicación, solamente en 2012. Esto indicaría que para la mayoría de los años se observaron condiciones limitantes (hídricas) durante el período de máximo requerimiento de agua. Cabe destacar que los componentes del rendimiento pueden dar una noción del período del ciclo donde el cultivo sufrió algún tipo de estrés, en este caso dado por el agua, sin embargo, en este estudio se encontró gran variabilidad en los resultados en todos los años sin tendencia clara (**Tabla 31**).

Tabla 31. Componentes de rendimiento según dosis y momentos del ambiente semiárido para todos los años estudiados.

| Año | Componente | N ₀ | Ns | | | Nm | | | Media | | ANAVA | | |
|------|---------------------|----------------|------|------|------|------|------|------|-------------|-------------|-------|-----|-----|
| | | | 25 | 50 | 100 | 25 | 50 | 100 | Ns | Nm | D | M | DxM |
| 2004 | IC | 0,32 | 0,35 | 0,36 | 0,37 | 0,32 | 0,32 | 0,32 | 0,35 | 0,32 | ns | *** | ns |
| | esp m ⁻² | 429 | 372 | 316 | 363 | 494 | 613 | 716 | 370 | 563 | ns | *** | *** |
| | g esp ⁻¹ | 14 | 18 | 23 | 30 | 22 | 20 | 22 | 21 | 19 | *** | ns | * |
| | P ₁₀₀₀ | 40,1 | 40,7 | 41,4 | 41,6 | 41,5 | 41,5 | 41,5 | 41,0 | 41,2 | ns | ns | ns |
| 2008 | IC | 0,34 | 0,36 | 0,35 | 0,33 | 0,35 | 0,37 | 0,36 | 0,35 | 0,36 | ns | ns | ns |
| | esp m ⁻² | 289 | 324 | 392 | 403 | 331 | 383 | 284 | 352 | 322 | ** | ns | ns |
| | g esp ⁻¹ | 19 | 22 | 19 | 20 | 23 | 21 | 22 | 20 | 22 | * | ns | ns |
| | P ₁₀₀₀ | 34,3 | 34,6 | 36,0 | 36,1 | 36,6 | 37,1 | 34,4 | 35,3 | 35,6 | ns | ns | ns |
| 2010 | IC | 0,28 | 0,31 | 0,29 | 0,28 | 0,35 | 0,32 | 0,32 | 0,29 | 0,31 | ns | ns | ns |
| | esp m ⁻² | 364 | 419 | 410 | 420 | 514 | 516 | 474 | 403 | 467 | *** | *** | ns |
| | g esp ⁻¹ | 22 | 26 | 24 | 24 | 21 | 20 | 23 | 24 | 21 | ns | ns | ns |
| | P ₁₀₀₀ | 36,4 | 38,3 | 35,3 | 37,6 | 36,0 | 37,4 | 39,0 | 36,9 | 37,2 | ns | ns | ns |
| 2011 | IC | 0,31 | 0,28 | 0,33 | 0,29 | 0,32 | 0,32 | 0,31 | 0,30 | 0,32 | ns | ns | ns |
| | esp m ⁻² | 218 | 179 | 182 | 196 | 199 | 239 | 228 | 194 | 221 | ns | ns | ns |
| | g esp ⁻¹ | 14 | 19 | 22 | 23 | 20 | 20 | 20 | 19 | 19 | * | ns | ns |
| | P ₁₀₀₀ | 34,0 | 31,8 | 33,8 | 32,6 | 34,0 | 36,2 | 31,9 | 33,1 | 34,0 | ns | ns | ns |
| 2012 | IC | 0,35 | 0,35 | 0,34 | 0,31 | 0,33 | 0,30 | 0,28 | 0,34 | 0,31 | *** | ** | ns |
| | esp m ⁻² | 296 | 263 | 328 | 342 | 413 | 347 | 313 | 307 | 320 | ns | ns | ns |
| | g esp ⁻¹ | 20 | 19 | 20 | 28 | 23 | 20 | 18 | 22 | 20 | ns | ns | *** |
| | P ₁₀₀₀ | 35,3 | 33,1 | 33,5 | 30,9 | 38,3 | 37,6 | 37,9 | 33,2 | 37,3 | ns | *** | ns |

Tratamientos, Ns, N aplicado a la siembra; Nm N aplicado al macollaje; N₀, tratamiento testigo; 25, 50 y 100 kg N ha⁻¹; IC, índice de cosecha; esp m⁻², número de espigas por m²; g esp⁻¹, granos por espiga; P₁₀₀₀, peso de mil granos (g). ANAVA, análisis de la varianza; D, dosis; M, momento de aplicación. Los niveles de diferencias estadísticas significativas son indicados como: ns, no significativas; *, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$ y ***, $p < 0,001$.

El peso individual de los granos dependerá básicamente de la tasa de crecimiento de los mismos y de la duración del período de llenado (Egli, 2006),

los cuales son afectados principalmente por factores ambientales como la temperatura y la disponibilidad hídrica durante su crecimiento (Sofield et al., 1977).

3.2.2. Ambiente subhúmedo (RSH)

3.2.2.1. Producción de materia seca (MS) y grano

En ninguno de los sitios se observó interacciones con los años ($p > 0,05$) para la producción de MS y grano. Esto demuestra una mayor estabilidad de este ambiente, debido posiblemente a una menor variación climática interanual. Analizando el rendimiento de MS, se detectaron diferencias altamente significativas ($p < 0,001$) entre años, siendo $2010 > 2012 > 2011 = 2008$. Sin embargo, el momento de aplicación no demostró diferencias entre Ns y Nm (**Figura 16a**). Entre dosis se diferenciaron todas las dosis aplicadas del testigo pero no se hallaron diferencias entre 25, 50 y 100 kg N ha⁻¹ (**Figura 16c**).

Con respecto a la producción de grano, se observaron diferencias significativas entre años, con mayores valores en 2012, en contraposición de la MS (fueron mayores que en 2010) y sin diferencias ($p > 0,05$) entre 2008 y 2011 (**Figura 16b**). Entre momentos de aplicación no se hallaron diferencias, obteniéndose valores semejantes. Entre dosis al igual que para MS sólo se hallaron diferencias de las dosis aplicadas con respecto a la parcela sin aplicación de fertilizante (**Figura 16d**).

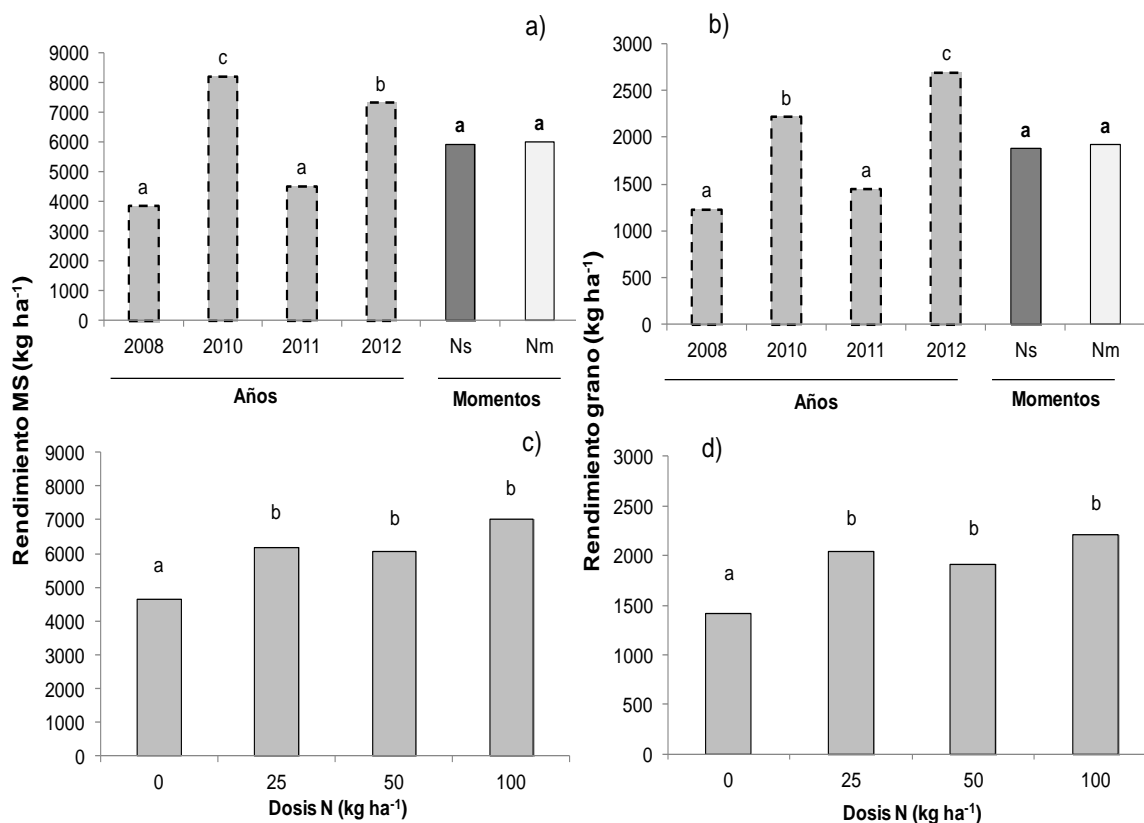
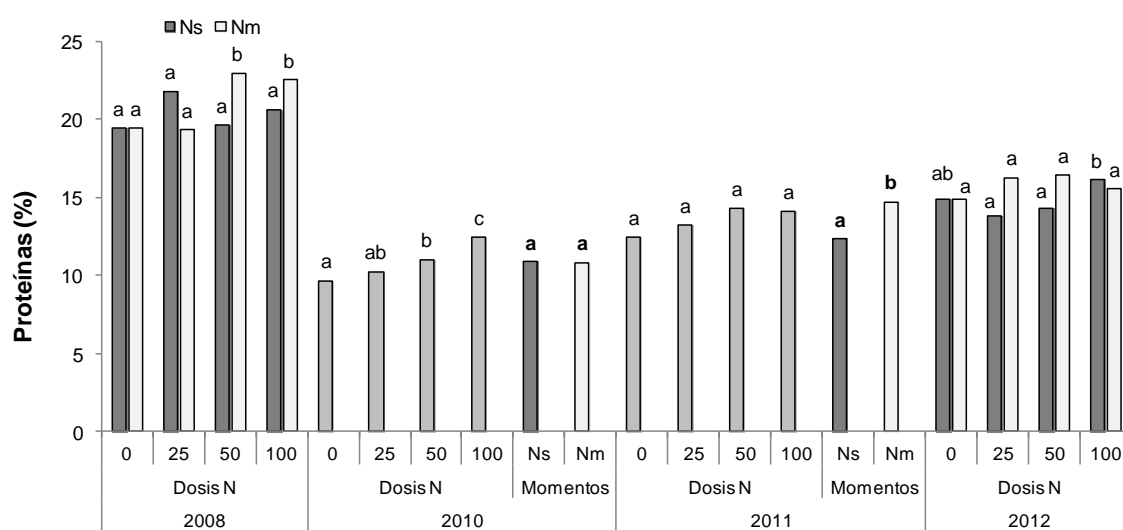


Figura 16. Rendimiento de materia seca (MS) según a) años y momentos y c) dosis de N y rendimiento en grano según b) años y momentos y d) dosis de N de los sitios en el ambiente subhúmedo.

3.2.2.2. Proteína

Para los años 2008 y 2012, se obtuvieron interacciones ($p < 0,05$) entre dosis y momentos (**Figura 17**). En 2008 no se hallaron efectos contrarios de las dosis aplicadas a la siembra, mientras que en macollaje de hallaron diferencias significativas de las dosis de 50 y 100 kg N ha⁻¹, en comparación con las dosis de 0 y 25 kg N ha⁻¹. Los valores de proteína alcanzados fueron muy elevados, posiblemente ocasionado por los bajos rendimientos producidos por las escasas precipitaciones, registradas durante todo el ciclo de cultivo. En 2012 sucedió lo contrario, ya que no se obtuvieron diferencias significativas entre las dosis aplicadas al macollaje y sí, a favor de Ns, diferenciándose la dosis de 100 kg N ha⁻¹ de las restantes. En 2010 se observaron diferencias entre las dosis

de N, obteniendo las mayores respuestas en proteína en la dosis más elevada. Además, en este mismo año no se detectaron comportamientos diferentes según momento de aplicación. Caso contrario ocurrió en 2011, ya que a pesar de no encontrar diferencias ($p > 0,05$) entre las dosis, las precipitaciones generadas durante el mes de noviembre, generaron una mayor removilización durante el llenado del grano (**Figura 17**), por lo que resultó favorecido el momento de aplicación más tardío ($p < 0,05$).



Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre dosis por momentos para los años 2008 y 2012; y diferencias significativas entre dosis y entre momentos (Ns y Nm) para los años 2010 y 2011.

Figura 17. Proteína (%) en grano según año, dosis y momentos de fertilización.

3.2.2.3. Componentes del rendimiento

Para todos los componentes de rendimiento evaluados, no se observaron diferencias entre los momentos de fertilización para ninguno de los años evaluados. Se observaron efectos significativos de las dosis para el P_{1000} , en 2010 y 2012. Además en esp m^{-2} se hallaron diferencias entre dosis en 2010 y en 2011, mientras que el momento de aplicación produjo diferentes respuestas. El IC tuvo efectos significativos ($p < 0,01$) de las dosis en 2008 y 2011 (**Tabla 32**).

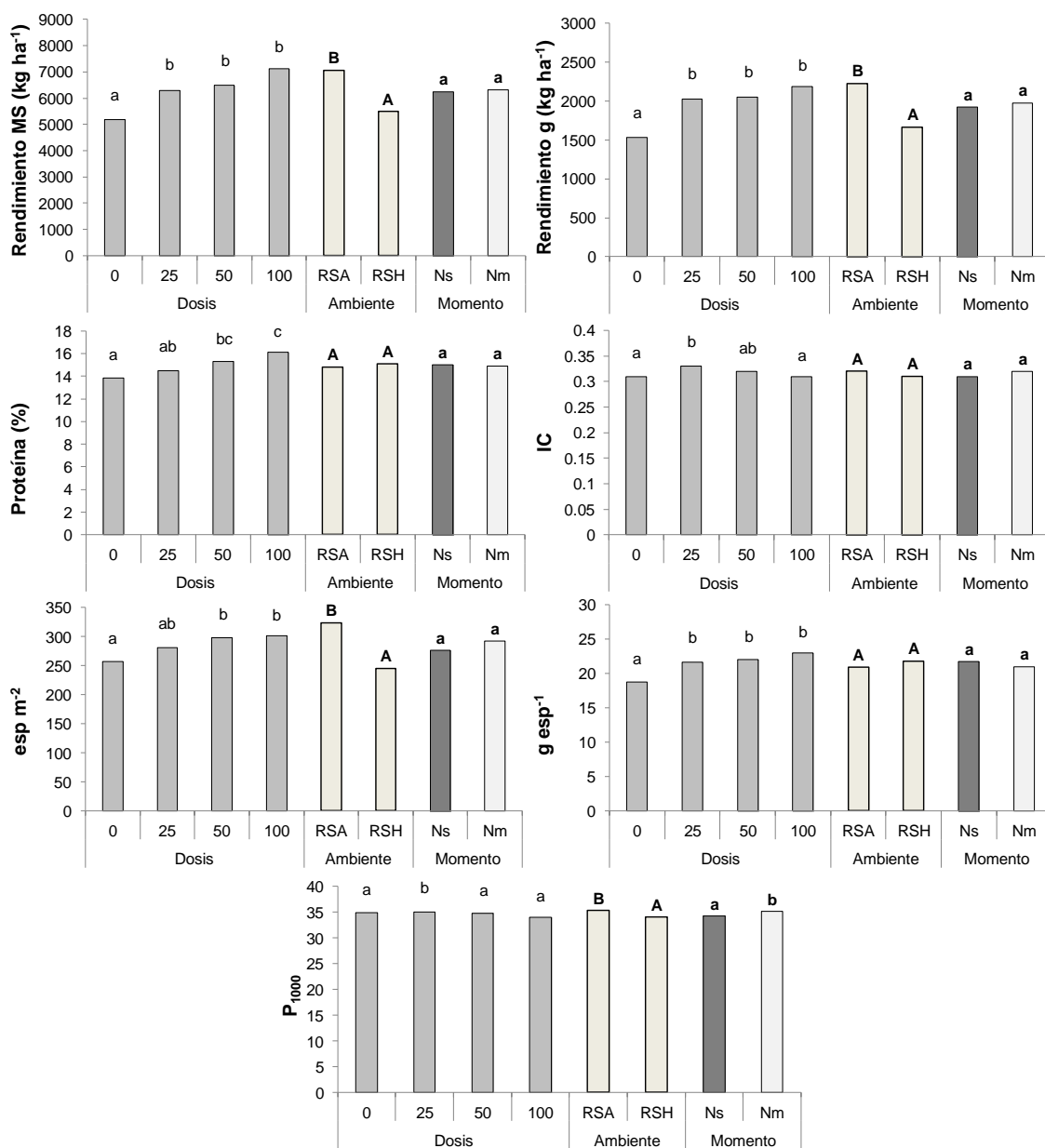
Tabla 32. Componentes de rendimiento según dosis y momentos para los años estudiados.

| Año | Componente | N ₀ | Ns | | | Nm | | | Media | | ANAVA | | |
|------|---------------------|----------------|------|------|------|------|------|------|-------------|-------------|-------|----|-----|
| | | | 25 | 50 | 100 | 25 | 50 | 100 | Ns | Nm | D | M | DxM |
| 2008 | IC | 0,32 | 0,36 | 0,33 | 0,29 | 0,34 | 0,33 | 0,28 | 0,32 | 0,32 | ** | ns | ns |
| | esp m ⁻² | 170 | 180 | 163 | 307 | 177 | 237 | 285 | 264 | 260 | ns | ns | ns |
| | g esp ⁻¹ | 13 | 17 | 15 | 14 | 18 | 14 | 12 | 15 | 14 | * | ns | ns |
| | P ₁₀₀₀ | 36,7 | 34,5 | 35,6 | 34,6 | 37,5 | 34,4 | 35,4 | 35,4 | 36,0 | ns | ns | ns |
| 2010 | IC | 0,24 | 0,26 | 0,25 | 0,29 | 0,25 | 0,26 | 0,29 | 0,26 | 0,26 | * | ns | ns |
| | esp m ⁻² | 170 | 180 | 163 | 307 | 177 | 237 | 285 | 205 | 217 | ** | ns | ns |
| | g esp ⁻¹ | 30 | 35 | 41 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 34 | ns | ns | ns |
| | P ₁₀₀₀ | 34,8 | 33,4 | 32,7 | 30,8 | 34,2 | 34,1 | 31,9 | 32,9 | 33,9 | ** | ns | ns |
| 2011 | IC | 0,28 | 0,34 | 0,31 | 0,34 | 0,39 | 0,28 | 0,33 | 0,31 | 0,32 | *** | ns | ns |
| | esp m ⁻² | 265 | 296 | 229 | 315 | 291 | 318 | 283 | 276 | 289 | ns | ns | * |
| | g esp ⁻¹ | 12 | 15 | 18 | 16 | 20 | 11 | 21 | 15 | 16 | ** | ns | ** |
| | P ₁₀₀₀ | 36,4 | 36,9 | 36,2 | 34,9 | 35,7 | 35,5 | 37,0 | 36,1 | 36,2 | ns | ns | ns |
| 2012 | IC | 0,33 | 0,38 | 0,34 | 0,32 | 0,35 | 0,36 | 0,36 | 0,35 | 0,35 | ns | ns | ns |
| | esp m ⁻² | 196 | 171 | 231 | 225 | 252 | 249 | 266 | 206 | 241 | ns | ns | ns |
| | g esp ⁻¹ | 21 | 30 | 21 | 21 | 22 | 24 | 20 | 23 | 22 | * | ns | * |
| | P ₁₀₀₀ | 30,8 | 32,7 | 29,6 | 30,3 | 32,6 | 31,2 | 29,1 | 30,9 | 30,9 | * | ns | ns |

Tratamientos, Ns, N aplicado a la siembra; Nm N aplicado al macollaje; N₀, tratamiento testigo; 25, 50 y 100 kg N ha⁻¹; IC, índice de cosecha; esp m⁻², número de espigas por m²; g esp⁻¹, granos por espiga; P₁₀₀₀, peso de mil granos. ANAVA, análisis de la varianza; D, dosis de N; M, momentos de aplicación. Los niveles de diferencias estadísticas significativas son indicados como: *ns*, no significativas; *, p<0,05; **, p<0,01 y ***, p<0,001.

3.2.2. Comparación de ambientes

Cuando evaluamos los datos por ambiente climático sin tener en cuenta el “efecto año”, observamos que no se hallaron interacciones significativas (p<0,05) entre ambientes, dosis y momentos. Entre dosis se hallaron diferencias significativas para todos los parámetros estudiados, a excepción del P₁₀₀₀ (**Figura 18**). Entre momentos de aplicación sólo se hallaron diferencias entre ambientes, en el componente P₁₀₀₀. Comparando los datos promedios obtenidos tanto en los suelos de RSA y RSH, hallamos diferencias significativas entre ambos para los parámetros: rendimiento de MS y grano, esp m⁻² y P₁₀₀₀ en favor de RSA.



Dosis, 0; 25, 50 y 100 kg N ha⁻¹; RSA, ambiente semiárido; RSH, ambiente subhúmedo; Ns, N aplicado a la siembra; Nm, N aplicado en macollaje; Rendimiento MS, rendimiento de materia seca (kg ha⁻¹); Rendimiento g, rendimiento de grano (kg ha⁻¹); IC, índice de cosecha; esp m⁻², número de espigas por m²; g esp⁻¹, granos por espiga; P₁₀₀₀, peso de mil granos. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre dosis (p<0,05). Letras mayúsculas y minúsculas en negrita, indican diferencias significativas (p<0,05) para los ambientes y momentos de aplicación de N, respectivamente.

Figura 18. Parámetros estudiados por dosis, momento y ambiente climático promedios.

El análisis de componentes principales (CP) utilizando las dosis, momentos y ambientes como criterios de clasificación, reflejó una explicación de la variación total del 77,4%. (CP1+CP2) (**Figura 19**). Se pudo observar claramente la separación de ambos ambientes sobre el CP1, el cual explicaba la mayoría de

la variabilidad. Para RSA, se observaron relaciones positivas de las dosis con el rendimiento de MS, grano y sus componentes, siendo mayor esta relación con Nm. Mientras, para RSH se observó el efecto de las dosis (Ns y Nm) positivo sobre la calidad (proteína) y negativas hacia el rendimiento y sus componentes. En ambos casos se pudo observar que el tratamiento testigo no se encontró relacionado con ningún parámetro estudiado.

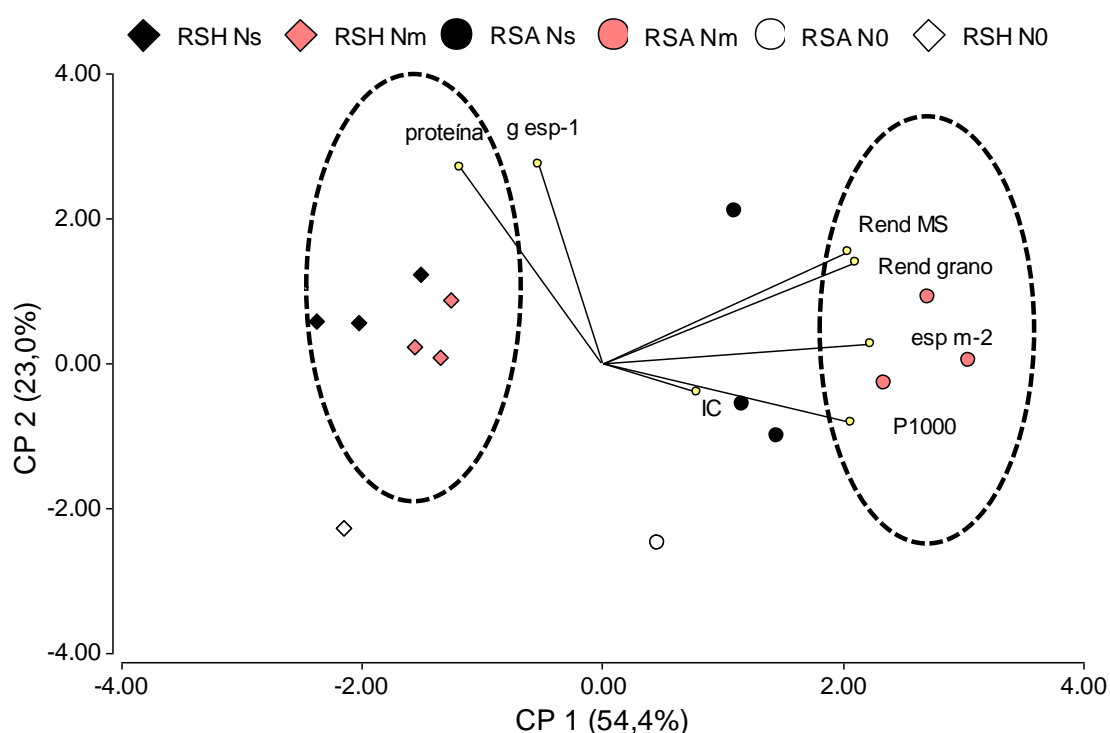


Figura 19. Biplot del análisis de componentes principales para ambos ambientes.

Cuando se analizó el biplot para cada ambiente, la explicación de la variabilidad fue elevada para ambos, siendo mayor en RSH, con valores de 90,4 y 87,4%, para RSH y RSA, respectivamente.

Para RSA, se observaron efectos contrarios de los momentos (**Figura 20**), solamente con las dosis mayores (100 kg N ha^{-1}). La dosis máxima de Ns se relacionó con los g esp^{-1} y con la proteína, mientras que en Nm, se asoció con el rendimiento de MS y grano.

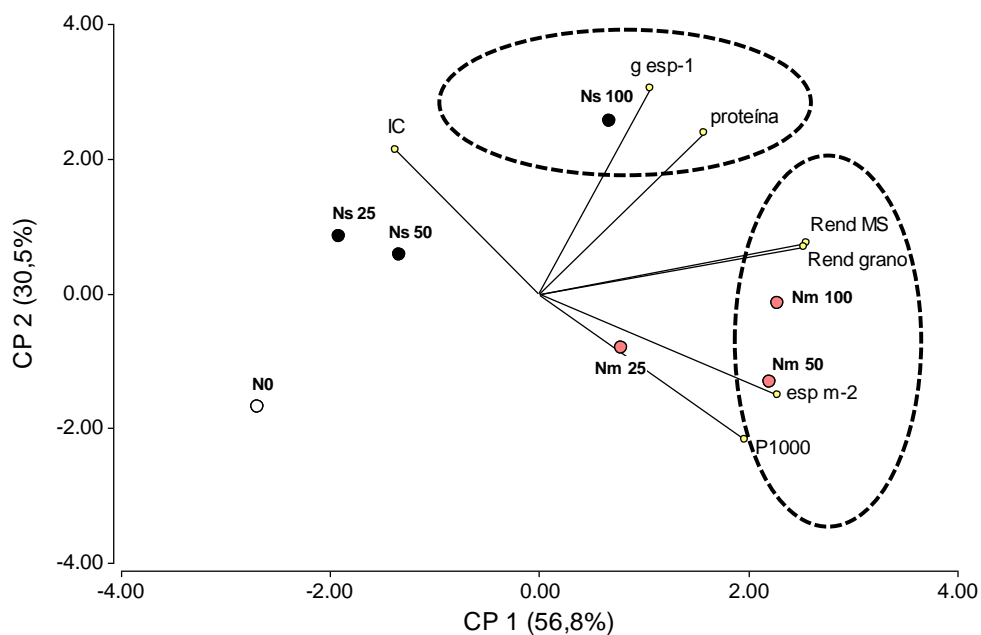


Figura 20. Biplot del análisis de componentes principales para el ambiente semiárido.

Para RSH las mayores dosis aplicadas, en Ns y Nm afectaron a la proteína, aunque se observó un mayor efecto de Nm sobre el rendimiento en MS y de Ns sobre esp m^{-2} (Figura 21).

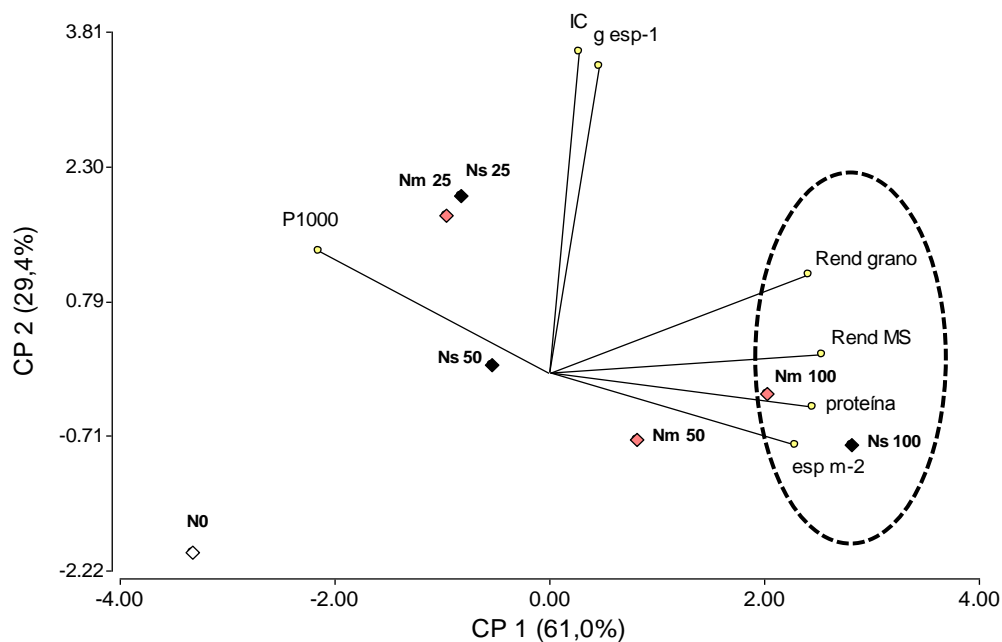


Figura 21. Biplot del análisis de componentes principales para el ambiente subhúmedo.

Para sintetizar, para cada ambiente se observaron comportamientos diferentes con respecto a las dosis y momentos, con una mayor estabilidad de todos los parámetros evaluados en RSH. Comparando ambos ambientes se refutó en parte de la hipótesis planteada, debido a que los rendimientos fueron superiores en el RSA. Sin embargo, no se hallaron efectos significativos del N aplicado en macollaje para la mayoría de los parámetros estudiados.

3.3. Eficiencia del uso del fertilizante y recuperación aparente del nitrógeno

3.3.1. Ambiente semiárido

La EUF demostró diferencias altamente significativas entre momentos de fertilización para MS y grano, en 2004 (**Tabla 33**). Asimismo, en 2010 se observaron diferencias significativas con menores ajustes para la producción de MS, pero no así para grano, mientras que en 2011 las diferencias entre momentos se reflejó sólo en grano. Caso contrario sucedió en 2008 y 2012, donde no se detectaron diferencias entre los momentos de aplicación de fertilizante.

Para las dosis de N, se encontraron diferencias entre las EUF de MS y grano para el año 2008 y 2010, sin embargo, en 2011 estas diferencias sólo fueron encontradas en la EUFg con una menor significación ($p < 0,05$). En la fertilización al macollaje se observó coincidiendo con otros trabajos (Simmons, 1987; Raun & Johnson, 1995; Galantini et al., 2006b) disminuciones de la EUF con aumentos de las dosis. Sin embargo, para Ns sólo pudo observarse esta disminución para 2008 y 2010, mientras que en los años restantes no se observaron tales relaciones.

Con respecto a los valores promedios de EUFg por momento de aplicación, para los años 2008, 2011 y 2012, coinciden a los citados por Ron & Loewy

(2000), trabajando en la zona de Bordenave, mientras que el de los años 2004 y 2010 fueron superiores, asemejándose a los elevados rendimientos hallados para esas campañas.

Con respecto a la RAN, se hallaron diferencias significativas por momentos de fertilización en 2004, 2010 y 2011 (**Tabla 33**). En la mayoría de los años a excepción del 2008, los valores de RAN de la aplicación tardía superaron a los de la siembra (por encima del 60%). Esto concuerda a lo hallado por Sarandón et al. (1997) y Melaj et al. (2000), trabajando en condiciones sin limitante hídrica. Los valores encontrados se situaron en rangos reportados por la bibliografía (Novoa & Loomis, 1981, Minoldo, 2010), es decir, entre 10 y 90 % del fertilizante aplicado (**Tabla 33**). En 2010, los valores fueron superiores a los citados, siendo la recuperación para Nm mayor al 100%, posiblemente atribuido a la interacción del fertilizante con las condiciones climáticas, que favorecieron la transformación del N en el suelo (Minoldo, 2010).

Tabla 33. Eficiencias del uso del fertilizante (EUF) para MS y grano y recuperación aparente de nitrógeno (RAN) por año y dosis para el sitio del ambiente semiárido.

| Dosis N | 2004 | | | 2008 | | | 2010 | | | 2011 | | | 2012 | | |
|-------------------|------------|-----------|-------------|-----------|-----------|-------------|-----------|-----------|-------------|-----------|-----------|-------------|-----------|----------|-------------|
| | EUF | | RAN | EUF | | RAN | EUF | | RAN | EUF | | RAN | EUF | | RAN |
| | MS | g | | MS | g | | MS | g | | MS | g | | MS | g | |
| Ns ₂₅ | 39 | 18 | 0,14 | 47 | 26 | 0,73 | 12 | 37 | 1,5 | 26 | 9 | 0,46 | 24 | 10 | 0,23 |
| Ns ₅₀ | 42 | 15 | 0,25 | 34 | 16 | 0,74 | 28 | 11 | 0,33 | 7 | 7 | 0,11 | 15 | 7 | 0,37 |
| Ns ₁₀₀ | 38 | 16 | 0,38 | 27 | 3 | 0,74 | 24 | 6 | 0,57 | 13 | 5 | 0,20 | 18 | 3 | 0,30 |
| Nm ₂₅ | 222 | 64 | 1,04 | 66 | 37 | 0,71 | 40 | 38 | 2,08 | 19 | 16 | 0,61 | 67 | 19 | 0,93 |
| Nm ₅₀ | 139 | 41 | 0,76 | 36 | 11 | 0,36 | 24 | 15 | 0,87 | 22 | 12 | 0,47 | 40 | 7 | 0,53 |
| Nm ₁₀₀ | 106 | 32 | 0,76 | 12 | 6 | 0,43 | 20 | 10 | 0,75 | 10 | 5 | 0,25 | 14 | 1 | 0,20 |
| Ns | 40 | 17 | 0,26 | 36 | 13 | 0,80 | 55 | 18 | 0,80 | 15 | 7 | 0,26 | 19 | 7 | 0,30 |
| Nm | 156 | 46 | 0,85 | 38 | 15 | 0,62 | 28 | 21 | 1,23 | 17 | 11 | 0,45 | 40 | 9 | 0,56 |
| D | ns | ns | ns | *** | *** | ns | *** | *** | *** | ns | * | * | ns | ns | ns |
| M | *** | *** | *** | ns | ns | ns | ** | ns | * | ns | * | * | ns | ns | ns |
| DxM | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ** | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns |

EUF, Eficiencia del uso del fertilizante (kg de MS o grano (g) por kg de N aplicado); tratamientos Ns, N aplicado a la siembra; Nm N aplicado al macollaje; dosis N₀, N₂₅, N₅₀, N₁₀₀. RAN, recuperación aparente de N (kg de N recuperados de la dosis aplicada de N). D, Dosis de N; M, momento de aplicación de N. Los niveles de diferencias estadísticas significativas son indicados como: ns, no significativas; *, p<0,05; **, p<0,01 y ***, p<0,001.

3.3.2 Ambiente subhúmedo

Para los sitios de esta región, los resultados coinciden con los hallados por Loewy (1990a) y Krüger (1996), que en suelos del SOB determinaron que las EUF según el momento de aplicación resultaban muy similares (**Tabla 34**). En la mayoría de los años no se hallaron efectos de los momentos de fertilización.

Tabla 34. Eficiencias del uso del fertilizante (EUF) para MS y grano y recuperación aparente de nitrógeno (RAN) por año y dosis para los sitios del ambiente subhúmedo.

| Dosis N | 2008 | | | 2010 | | | 2011 | | | 2012 | | |
|-------------------|-----------|----------|-------------|-----------|-----------|-------------|-----------|-----------|-------------|-----------|-----------|-------------|
| | MS | EUF g | RAN | MS | EUF g | RAN | MS | EUF g | RAN | MS | EUF g | RAN |
| Ns ₂₅ | 30 | 18 | 1,54 | 67 | 23 | 0,69 | 17 | 17 | 0,56 | 22 | 14 | 0,25 |
| Ns ₅₀ | 12 | 4 | 0,47 | 48 | 13 | 0,56 | 14 | 7 | 0,42 | 21 | 11 | 0,13 |
| Ns ₁₀₀ | 11 | 2 | 0,51 | 63 | 21 | 0,76 | 14 | 7 | 0,34 | 10 | 3 | 0,11 |
| Nm ₂₅ | 37 | 15 | 1,31 | 78 | 22 | 1,05 | 46 | 34 | 0,73 | 41 | 17 | 0,61 |
| Nm ₅₀ | 9 | 3 | 0,99 | 92 | 25 | 0,92 | 8 | 2 | 0,12 | 30 | 17 | 0,35 |
| Nm ₁₀₀ | 9 | 1 | 0,48 | 54 | 18 | 0,67 | 23 | 9 | 0,31 | 7 | 4 | 0,12 |
| Ns | 18 | 8 | 0,84 | 59 | 19 | 0,67 | 15 | 10 | 0,44 | 18 | 9 | 0,16 |
| Nm | 75 | 7 | 0,92 | 75 | 22 | 0,88 | 25 | 15 | 0,39 | 26 | 12 | 0,36 |
| D | ** | *** | ** | ns | ns | ns | ns | *** | ns | ** | ns | * |
| M | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | * | ns | ns | ns | * |
| D x M | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | *** | ns | ns | ns | ns |

EUF, Eficiencia del uso del fertilizante (kg de MS o grano (g) por kg de N aplicado); tratamientos Ns, N aplicado a la siembra; Nm N aplicado al macollaje; dosis N₀, N₂₅, N₅₀, N₁₀₀. RAN, recuperación aparente de N (kg de N recuperados de la dosis aplicada de N). D, Dosis de N; M, momento de aplicación. Los niveles de diferencias estadísticas significativas son indicados como: ns, no significativas; *, p<0,05; **, p<0,01 y ***, p<0,001.

3.3 Eficiencia del uso del nitrógeno y del agua

En general, se observó que para todos los años y en ambas regiones EUN tanto de MS como de grano se redujo a medida que se incrementaba la dosis de N aplicada (**Tabla 35**). Esto es coincidente con lo hallado por otros autores (Ehdaie et al., 2001; López-Bellido et al., 2008; Martínez et al., 2014a). Además de esta disminución se observó un incremento de la EUA, al igual que lo informado por Sadras (2005), debido al incremento en el rendimiento. Caviglia & Sadras (2001) atribuyeron este incremento en la EUA debido a la fertilización, al incremento en la eficiencia de uso de la radiación por incremento de la concentración de N de las plantas. Morell et al. (2011), la

fertilización nitrogenada incrementa la EUA por la mayor producción de MS por un aumento en la eficiencia transpiratoria y un crecimiento más rápido.

Con respecto a los valores obtenidos de EUNg en ambos ambientes, la mayoría se sitúan entre los propuestos por López-Bellido et al. (2005), que estimaron eficiencias desde 19 hasta 32 kg grano kg de N disponible. Sin embargo, cuando se evaluó el ambiente subhúmedo, se obtuvieron valores superiores e inferiores a los informados por la bibliografía. A su vez, otros autores (Angas et al., 2006) han reportado resultados muy variables en las regiones mediterráneas para el cultivo de cebada (*Hordeum vulgare* L.).

La EUA se comportó de manera contraria a lo detectado en la EUN observándose una relación negativa en concordancia a lo estudiado por Sadras & Rodget (2004). Esto concuerda con lo hallado por Campbell et al. (1993), quienes reportaron fuertes interacciones entre las condiciones hídricas y las respuestas a fertilizaciones bajo condiciones semiáridas. Cuando se evaluó el ajuste de las EUN de MS y grano con las dosis a la siembra y macollaje; para RSA se detectaron similares EUN con Ns y Nm. Sin embargo, en RSH se observaron ajustes significativos, solamente para el N aplicado al macollaje (**Figura 22**).

La EUAg para ambos ambientes se encontró en los valores reportados por Krüger et al. (2014) comparando suelos de la región con diferente profundidad. Sin embargo, la EUA de MS y grano del RSA fue superior ($p < 0,001$) al del RSH, debido a las menores precipitaciones registradas (**Figura 23**).

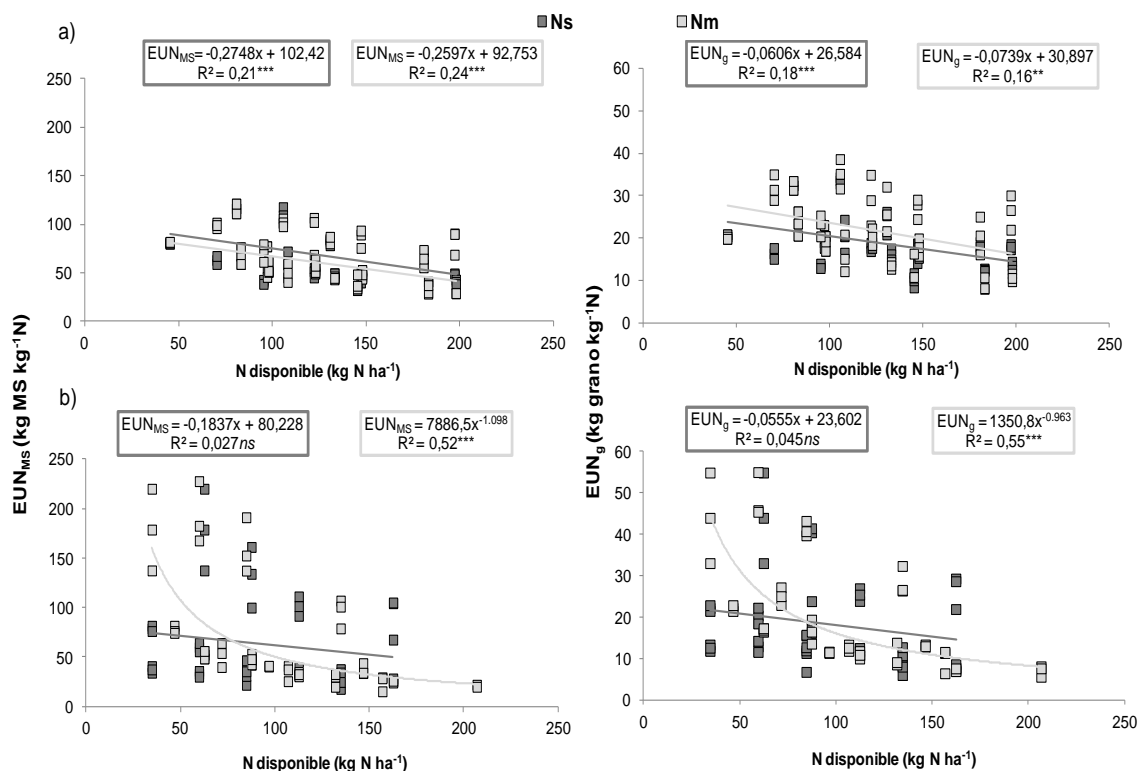


Figura 22. Relaciones entre eficiencia del uso del nitrógeno (EUN) de la producción de materia seca (MS) (izquierda) y grano (g) (derecha) en el ambiente a) semiárido y b) subhúmedo.

Al evaluar los resultados promedios de todos los años, no se detectaron interacciones significativas ($p > 0,05$) de los ambientes con las dosis y momentos (**Figura 23**). Para la EUN de MS y g no se hallaron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre ambientes, sin embargo, se hallaron tales diferencias ($p < 0,001$) en la EUA de la producción de MS y grano. Con respecto a las dosis, se encontraron efectos significativos de las dosis que produjeron diferencias en la EUN y EUA tanto en MS como en grano, en ambos ambientes. Mientras que el momento de aplicación no demostró ninguna diferencia significativa ($p > 0,05$) entre ambos ambientes (**Figura 23**).

Tabla 35. Eficiencia de uso del nitrógeno (EUN) y eficiencia del uso del agua (EUA) en materia seca y grano y ANAVA, en ambos ambientes para todos los años estudiados.

| Año | Eficiencia | N ₀ | Ns | | | Nm | | | Media | | ANAVA | | | |
|------------|------------|----------------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|--------------|--------------|-----|-----|-----|
| | | | 25 | 50 | 100 | 25 | 50 | 100 | Ns | Nm | D | M | DxM | |
| RSA | | | | | | | | | | | | | | |
| 2004 | EUN | MS | 59,2 | 50,6 | 44,9 | 48,4 | 92,5 | 86,3 | 83,1 | 50,8 | 80,3 | ns | *** | * |
| | | grano | 19,9 | 17,8 | 16,4 | 17,9 | 28,9 | 27,1 | 26,2 | 18,0 | 25,5 | ns | *** | * |
| | EUA | MS | 12,5 | 13,4 | 14,3 | 20,7 | 24,5 | 27,5 | 35,5 | 15,2 | 25,0 | *** | *** | ** |
| | | grano | 4,2 | 4,7 | 5,2 | 7,7 | 7,7 | 8,6 | 11,2 | 5,4 | 7,9 | *** | *** | * |
| 2008 | EUN | MS | 55,1 | 53,0 | 47,8 | 40,6 | 57,3 | 48,5 | 29,1 | 49,1 | 47,5 | *** | ns | * |
| | | grano | 18,9 | 18,9 | 16,8 | 13,4 | 20,3 | 17,8 | 10,6 | 17,0 | 16,9 | *** | ns | ns |
| | EUA | MS | 25,7 | 31,1 | 33,8 | 38,4 | 33,6 | 34,2 | 27,5 | 32,2 | 30,3 | *** | ns | ** |
| | | grano | 8,8 | 11,1 | 11,8 | 12,7 | 11,9 | 12,6 | 10,0 | 11,1 | 10,8 | *** | ns | * |
| 2010 | EUN | MS | 116,4 | 109,3 | 82,7 | 65,5 | 102,0 | 83,5 | 64,7 | 93,5 | 91,5 | *** | ns | ns |
| | | grano | 32,4 | 33,6 | 24,1 | 17,9 | 35,1 | 26,4 | 20,6 | 27,0 | 28,6 | *** | ns | ns |
| | EUA | MS | 30,2 | 35,8 | 33,9 | 38,2 | 39,6 | 39,0 | 40,7 | 34,5 | 37,4 | ** | ns | ns |
| | | grano | 8,4 | 11,0 | 9,9 | 10,4 | 13,5 | 12,3 | 12,9 | 9,9 | 11,8 | *** | ** | ns |
| 2011 | EUN | MS | 81,0 | 63,3 | 40,7 | 34,3 | 99,0 | 71,6 | 39,7 | 54,8 | 72,8 | *** | *** | *** |
| | | grano | 20,3 | 16,3 | 13,4 | 10,0 | 31,8 | 23,0 | 12,6 | 15,0 | 21,9 | *** | *** | *** |
| | EUA | MS | 12,7 | 14,2 | 12,2 | 17,0 | 14,3 | 16,7 | 16,0 | 14,0 | 14,9 | ** | ns | * |
| | | grano | 3,9 | 3,9 | 4,0 | 5,0 | 4,6 | 5,4 | 5,0 | 4,2 | 4,7 | * | * | ns |
| 2012 | EUN | MS | 67,7 | 58,6 | 47,8 | 40,7 | 50,1 | 44,8 | 32,0 | 53,7 | 48,6 | *** | ns | ns |
| | | grano | 23,4 | 20,4 | 16,2 | 12,5 | 16,0 | 13,5 | 8,9 | 18,1 | 15,5 | *** | * | ns |
| | EUA | MS | 18,5 | 20,9 | 21,0 | 24,6 | 24,0 | 25,2 | 23,2 | 21,2 | 22,7 | * | ns | ns |
| | | grano | 6,4 | 7,3 | 7,1 | 7,5 | 7,7 | 7,6 | 6,5 | 7,1 | 7,0 | ns | ns | ns |
| RSH | | | | | | | | | | | | | | |
| 2008 | EUN | MS | 52,8 | 47,4 | 34,7 | 27,1 | 48,3 | 33,1 | 25,5 | 40,5 | 39,9 | *** | ns | ns |
| | | grano | 16,9 | 17,2 | 11,3 | 7,8 | 16,4 | 10,8 | 7,2 | 13,3 | 12,8 | *** | ns | ns |
| | EUA | MS | 12,1 | 15,2 | 14,3 | 16,1 | 15,5 | 13,6 | 13,7 | 14,4 | 13,7 | ** | ns | ns |
| | | grano | 3,9 | 5,5 | 4,7 | 4,6 | 5,3 | 4,5 | 3,8 | 4,7 | 4,3 | *** | ns | ns |
| 2010 | EUN | MS | 179,2 | 132,2 | 101,8 | 92,8 | 193,2 | 160,8 | 99,4 | 126,5 | 158,1 | *** | * | ns |
| | | grano | 43,9 | 35,2 | 25,4 | 26,6 | 48,7 | 41,2 | 28,4 | 32,8 | 40,5 | *** | * | ns |
| | EUA | MS | 19,2 | 23,1 | 25,9 | 36,8 | 24,5 | 32,1 | 34,4 | 26,3 | 27,6 | *** | ns | ns |
| | | grano | 4,7 | 6,2 | 6,4 | 10,5 | 6,2 | 8,2 | 9,8 | 7,0 | 7,2 | *** | ns | ns |
| 2011 | EUN | MS | 79,3 | 60,4 | 45,6 | 34,8 | 64,6 | 40,8 | 40,0 | 55,0 | 56,2 | *** | ns | * |
| | | grano | 22,1 | 20,3 | 14,2 | 11,6 | 25,0 | 11,5 | 13,0 | 17,0 | 17,9 | *** | ns | ns |
| | EUA | MS | 9,5 | 11,1 | 11,1 | 12,8 | 11,3 | 9,8 | 15,2 | 11,1 | 11,4 | *** | ns | ns |
| | | grano | 2,7 | 3,7 | 3,5 | 4,2 | 4,0 | 2,8 | 4,9 | 3,5 | 3,6 | *** | ns | ns |
| 2012 | EUN | MS | 37,9 | 33,4 | 29,9 | 22,9 | 29,9 | 26,4 | 19,5 | 31,0 | 28,4 | *** | ns | ns |
| | | grano | 12,6 | 12,9 | 10,4 | 7,4 | 10,5 | 9,7 | 7,1 | 10,8 | 10,0 | ** | ns | ns |
| | EUA | MS | 10,4 | 11,3 | 12,0 | 12,1 | 13,0 | 13,1 | 12,2 | 11,4 | 12,2 | ns | ns | ns |
| | | grano | 3,4 | 4,4 | 4,2 | 3,9 | 4,5 | 4,9 | 4,4 | 4,0 | 4,3 | ns | ns | ns |

RSA, ambiente semiárido; RSH, ambiente subhúmedo; EUN, Eficiencia del uso del nitrógeno (kg de MS o grano por kg de N disponible (N-inorgánico a siembra+ N fertilizante); tratamientos (s), N aplicado a la siembra; (m) N aplicado al macollaje; dosis N₀, N₂₅, N₅₀, N₁₀₀. EUA, eficiencia del uso del agua (kg de MS o grano por mm de agua). ANAVA: análisis de la varianza; D, dosis de N; M, momentos. Los niveles de diferencias estadísticas significativas son indicados como: ns, no significativas; *, p<0,05; **, p<0,01; y ***, p<0,001.

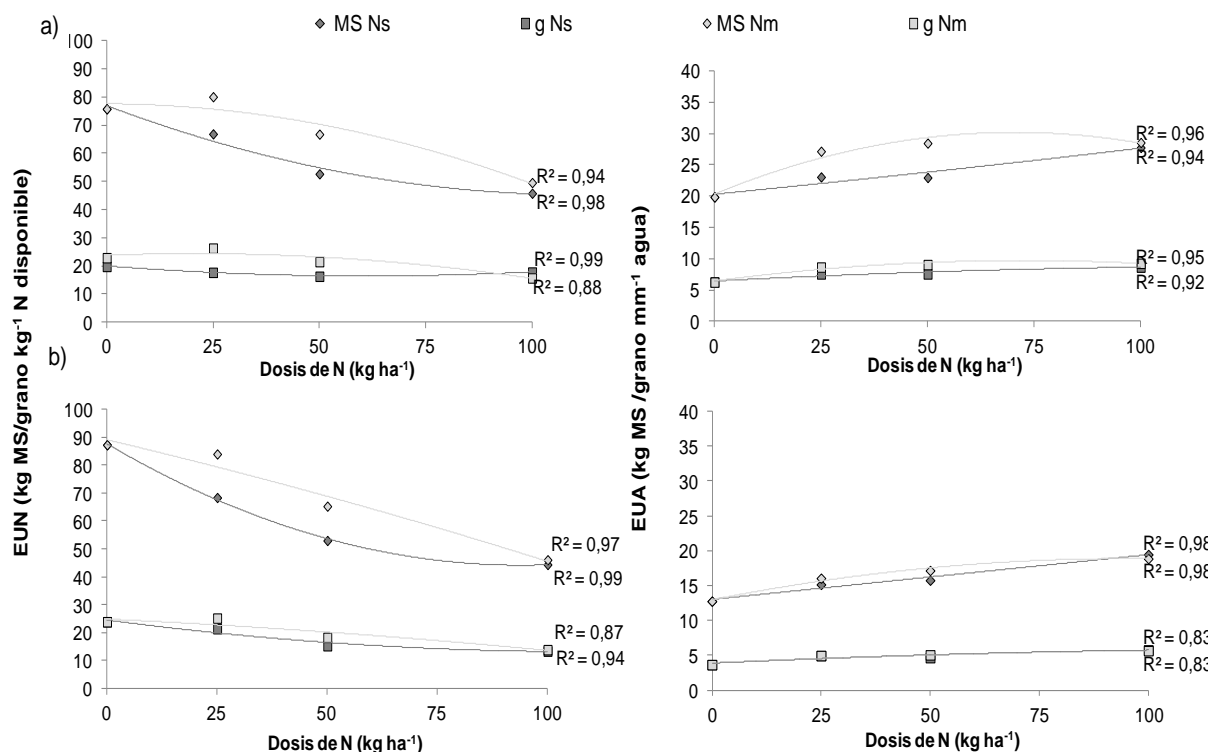


Figura 23. Eficiencia del uso del nitrógeno y del uso del agua en la producción de materia seca y grano (g) por momentos para el ambiente a) semiárido (RSA) y b) subhúmedo (RSH).

En síntesis, comparando ambos ambientes se refutó la hipótesis planteada, debido a que las aplicaciones en estadios vegetativos no produjeron diferencias estadísticas en la EUN y EUA de MS y de grano, debido que a pesar de obtener mayores rendimientos promedios en RSA, los niveles de N inorgánico fueron mayores con respecto a RSH.

3.5. Influencia de las precipitaciones

Cuando se evaluaron las dosis de N aplicadas al macollaje, las precipitaciones de octubre demostraron correlaciones significativas para todos los parámetros analizados (**Tabla 36**). Se hallaron correlaciones altamente significativas ($p < 0,001$) del P_{1000} con Ns y las precipitaciones de octubre. También fueron importantes las precipitaciones del ciclo completo en el P_{1000} . Galantini et al. (2000) informaron que el trigo con estrés hídrico tiene un período de llenado de granos más corto, resultando en un menor peso de grano, por lo que las lluvias

de este mes son fundamentales para la correcta traslocación de fotoasimilados hacia el grano. Barbieri et al. (2008) trabajando en Argiudoles Típicos del Sudeste Bonaerense, indicaron que las precipitaciones registradas durante el ciclo del cultivo fueron las que más afectaron el rendimiento en grano, con un R^2 del 95%. Zilio et al. (2014) para un ensayo de rotaciones con dos niveles de fertilización nitrogenada en la región semiárida, hallaron que las precipitaciones del ciclo completo eran las que ejercían mayor influencia en la variabilidad del rendimiento del trigo. A su vez se observó una relación muy importante ($p < 0,001$) e inversa de las precipitaciones de primavera con el contenido de proteínas tanto para las dosis a la siembra como en macollaje. En este estudio se hallaron correlaciones inversas y altamente significativas entre la proteína y las lluvias durante el ciclo del cultivo. Esto ya fue informado por Garrido-Lestache et al. (2005) que encontraron una relación parecida pero con las precipitaciones de ciclo completo en trigo candeal (*Triticum durum* L.) en la zona mediterránea de España (**Tabla 36**).

En RSA, para la EUF con Nm tanto en MS como en grano, se hallaron correlaciones significativas siguiendo el orden; Prec. Ciclo completo > Prec. primavera > Prec. Oct. > Prec. Set. (**Tabla 37**). Caso contrario sucedió con las dosis a la siembra, donde se hallaron relaciones inversas y negativas sólo con las precipitaciones de octubre. En contraposición a lo hallado en este trabajo, Diaz-Zorita (2000b) informó en estudios del SOB, que las EUF de Nm serían más sensibles a las precipitaciones del mes de setiembre. Para la RAN de Ns, se hallaron relaciones significativas e inversas con Prec. Nov. y las precipitaciones registradas en primavera, con r de -0,52 ($p < 0,001$) y -0,48 ($p < 0,01$), respectivamente. En cambio para el N aplicado en macollaje sólo se

hallaron correlaciones positivas con las precipitaciones registradas en Octubre (Tabla 37).

Tabla 36. Correlación del rendimiento y sus componentes con las precipitaciones, para todos los tratamientos y por momentos de aplicación, en ambas regiones climáticas.

| Ambiente | Momento | Variables | n | Prec. Set. | Prec. Oct. | Prec. Nov. | Set-Oct- Nov | Ciclo completo |
|---------------------|---------------------|---------------------|----------------------------|---|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | | | | Coeficiente de correlación de Pearson (r) | | | | |
| RSA | Ns | Rend. MS | 60 | -0,14 ^{ns} | 0,62^{***} | -0,18 ^{ns} | -0,29* | 0,16 ^{ns} |
| | | Rend. grano | | -0,02 ^{ns} | 0,69^{***} | -0,12 ^{ns} | -0,09 ^{ns} | 0,31* |
| | | Proteínas | | -0,30* | -0,20 ^{ns} | -0,56^{***} | -0,74^{***} | -0,60^{***} |
| | | IC | | 0,26* | 0,13 ^{ns} | 0,14 ^{ns} | 0,45^{***} | 0,33^{**} |
| | | esp m ⁻² | | 0,10 ^{ns} | 0,67^{***} | -0,14 ^{ns} | 0,0021 ^{ns} | 0,36^{**} |
| | | g esp ⁻¹ | | -0,12 ^{ns} | 0,22 ^{ns} | 0,06 ^{ns} | -0,05 ^{ns} | 0,11 ^{ns} |
| | | P ₁₀₀₀ | | 0,60^{***} | 0,83^{***} | 0,03 ^{ns} | 0,52^{***} | 0,76^{***} |
| | | Nm | | Rend. MS | 60 | 0,18 ^{ns} | 0,49^{***} | -0,24 ^{ns} |
| | Rend. grano | | 0,23 ^{ns} | 0,45^{***} | | -0,2 ^{ns} | -0,01 ^{ns} | 0,22 ^{ns} |
| | Proteínas | | -0,005 ^{ns} | 0,12 ^{ns} | | -0,52^{***} | -0,48^{**} | -0,27 ^{ns} |
| | IC | | 0,22 ^{ns} | 0,79^{***} | | 0,14 ^{ns} | 0,32* | 0,64^{***} |
| | esp m ⁻² | | 0,26* | 0,77^{***} | | 0,07 ^{ns} | 0,29* | 0,60^{***} |
| | g esp ⁻¹ | | -0,53^{***} | -0,38^{**} | | -0,38^{**} | -0,78^{***} | -0,70^{***} |
| | RSH | Ns | Rend. MS | 48 | 0,57^{***} | 0,50^{***} | -0,27 ^{ns} | 0,24 ^{ns} |
| Rend. grano | | | 0,43^{***} | | 0,46^{**} | -0,20 ^{ns} | 0,22 ^{ns} | -0,02 ^{ns} |
| Proteínas | | | -0,14 ^{ns} | | -0,36* | -0,22 ^{ns} | -0,71^{***} | -0,40^{**} |
| IC | | | -0,53^{***} | | -0,21 ^{ns} | 0,21 ^{ns} | -0,18 ^{ns} | 0,30* |
| esp m ⁻² | | | -0,20 ^{ns} | | -0,52^{***} | 0,19 ^{ns} | -0,06 ^{ns} | -0,19 ^{ns} |
| g esp ⁻¹ | | | 0,54^{***} | | 0,72^{***} | -0,30* | 0,25 ^{ns} | 0,07 ^{ns} |
| P ₁₀₀₀ | | | -0,04 ^{ns} | | -0,62 ^{***} | 0,15 ^{ns} | -0,05 ^{ns} | -0,41^{**} |
| Nm | | | Rend. MS | | 48 | 0,55^{***} | 0,51^{***} | -0,22 ^{ns} |
| | | Rend. grano | 0,35* | 0,45^{***} | | -0,1 ^{ns} | 0,33* | 0,1 ^{ns} |
| | | Proteínas | -0,0002 ^{ns} | -0,06 ^{ns} | | -0,42^{**} | -0,83^{***} | -0,39^{**} |
| | | IC | -0,54^{***} | -0,21 ^{ns} | | 0,28 ^{ns} | -0,06 ^{ns} | 0,36* |
| | | esp m ⁻² | -0,34* | -0,47^{***} | | 0,31* | 0,07 ^{ns} | 0,04 ^{ns} |
| | | g esp ⁻¹ | 0,53^{***} | 0,67^{***} | | -0,27 ^{ns} | 0,29 ^{ns} | 0,06 ^{ns} |
| P ₁₀₀₀ | | 0,09 ^{ns} | -0,57^{***} | 0,021 ^{ns} | -0,11 ^{ns} | -0,53^{***} | | |

Tratamientos (s), N aplicado a la siembra; (m) N aplicado al macollaje; dosis N₀, N₂₅, N₅₀, N₁₀₀; Ns, N aplicado a la siembra; Nm, N aplicado al macollaje; IC, índice de cosecha.; esp m⁻², número de espigas por m²; g esp⁻¹, granos por espiga; P₁₀₀₀, peso de mil granos. En negrita y cursiva se indican las correlaciones significativas (p<0,05). Los niveles de diferencias estadísticas significativas son indicados como: ns, no significativas; *, p<0,05; **, p<0,01 y ***, p<0,001.

Tabla 37. Correlaciones entre las todas las diferentes eficiencias estudiadas, para todos y por momento de aplicación de nitrógeno en ambas regiones climáticas.

| Ambiente | Momento | Variables | n | Prec. Set. | Prec. Oct. | Prec. Nov. | Set-Oct- Nov | Ciclo completo |
|----------|---------|-------------------------------|----|---|---------------------------|---------------------------|---------------------------|----------------------------|
| | | | | Coefficiente de correlación de Pearson (r) | | | | |
| RSA | Ns | EU _F _{MS} | 36 | 0,18 ^{ns} | 0,49^{***} | -0,24 ^{ns} | -0,09 ^{ns} | 0,19 ^{ns} |
| | | EU _F _g | | 0,23 ^{ns} | 0,45^{***} | -0,2 ^{ns} | -0,01 ^{ns} | 0,22 ^{ns} |
| | | EU _N _{MS} | 48 | -0,24 ^{ns} | 0,29[*] | -0,16 ^{ns} | -0,41^{**} | -0,08 ^{ns} |
| | | EU _N _g | | -0,2 ^{ns} | 0,42^{**} | -0,1 ^{ns} | -0,29[*] | 0,06 ^{ns} |
| | | RAN | 36 | -0,005 ^{ns} | 0,12 ^{ns} | -0,52 ^{***} | -0,48^{**} | -0,27 ^{ns} |
| | Nm | EU _F _{MS} | 36 | 0,45^{***} | 0,52^{***} | 0,28 ^{ns} | 0,66^{***} | 0,70^{***} |
| | | EU _F _g | | 0,43^{**} | 0,55^{***} | 0,14 ^{ns} | 0,49^{***} | 0,60^{***} |
| | | EU _N _{MS} | 48 | 0,20 ^{ns} | 0,43^{***} | -0,02 ^{ns} | 0,05 ^{ns} | 0,27[*] |
| | | EU _N _g | | 0,23 ^{ns} | 0,45^{***} | -0,08 ^{ns} | 0,04 ^{ns} | 0,27[*] |
| | | RAN | 36 | 0,02 ^{ns} | 0,41^{**} | -0,08 ^{ns} | -0,08 ^{ns} | 0,17 ^{ns} |
| RSH | Ns | EU _F _{MS} | 36 | 0,62^{***} | 0,52^{**} | -0,36[*] | 0,13 ^{ns} | -0,21 ^{ns} |
| | | EU _F _g | | 0,34[*] | 0,28 ^{ns} | -0,13 ^{ns} | 0,19 ^{ns} | -0,06 ^{ns} |
| | | EU _N _{MS} | 48 | 0,61^{***} | 0,37[*] | -0,24 ^{ns} | 0,27 ^{ns} | -0,24 ^{ns} |
| | | EU _N _g | | 0,58^{***} | 0,33[*] | -0,22 ^{ns} | 0,27 ^{ns} | -0,24 ^{ns} |
| | | RAN | 36 | 0,47^{**} | -0,01 ^{ns} | -0,41[*] | -0,36[*] | -0,62^{***} |
| | Nm | EU _F _{MS} | 36 | 0,5^{**} | 0,44^{**} | -0,22 ^{ns} | 0,24 ^{ns} | -0,09 ^{ns} |
| | | EU _F _g | | 0,13 ^{ns} | 0,16 ^{ns} | 0,08 ^{ns} | 0,34[*] | 0,12 ^{ns} |
| | | EU _N _{MS} | 48 | 0,67^{***} | 0,42[*] | -0,28 ^{ns} | 0,27 ^{ns} | -0,26 ^{ns} |
| | | EU _N _g | | 0,64^{***} | 0,38[*] | -0,24 ^{ns} | 0,30[*] | -0,25 ^{ns} |
| | | RAN | 36 | 0,52^{**} | 0,20 ^{ns} | -0,48^{**} | -0,35[*] | -0,52^{**} |

EU_F, Eficiencia del uso del fertilizante (kg de MS o grano por kg de N aplicado); tratamientos (s), N aplicado a la siembra; (m) N aplicado al macollaje; EU_N, eficiencia del uso del N (kg MS o grano (g) por kg N disponible); RAN, recuperación aparente de N (kg de N recuperados de la dosis aplicada de N). En negrita y cursiva: correlaciones de Pearson significativas (p<0,05). Los niveles de diferencias estadísticas significativas son indicados como: ns, no significativas; *, p<0,05; **, p<0,01 y ***, p<0,001.

Se realizaron arboles de regresión múltiple para conocer el efecto no aditivo (Balzarini et al., 2008) de las diferentes precipitaciones sobre el rendimiento de MS (Rend. MS), grano (Rend. grano) y sobre el nivel de proteína del grano (**Figura 24**). Esta herramienta multivariada analiza todas las variables regresoras y selecciona, para realizar la partición en diferentes umbrales, las que permiten conformar grupos más homogéneos dentro y más heterogéneos entre ellos (Balzarini et al., 2008). Los umbrales obtenidos demostraron paridad con respecto a las correlaciones de Pearson. Para el ambiente semiárido, se encontró un rendimiento medio para todos los datos (n=120) de 7498 y 2401 kg ha⁻¹ para MS y grano, respectivamente. En ambos se observó el mismo efecto

no aditivo de las precipitaciones, siendo definidoras de los máximos rendimientos, principalmente las precipitaciones de octubre al igual que con las correlaciones, cuando fueron mayores a 75 mm (**Figura 24a y c**). Los máximos rendimientos (10672 y 3218 kg ha⁻¹, para MS y granos, respectivamente) se obtuvieron cuando las precipitaciones de setiembre fueron menores a 39,5 mm y mayores a 75 mm en octubre. Los rendimientos fueron mínimos cuando las precipitaciones de octubre fueron menores a 30,5 mm, con valores de 4280 y 1528 kg ha⁻¹ para MS y grano, respectivamente. Con respecto a la proteína de este ambiente el valor promedio fue de 14% para todos los datos. El mayor contenido proteico (16%) resultó, de las precipitaciones de setiembre menores a 45 mm y las de octubre mayores a 46,5 mm (**Figura 24e**). El menor valor de proteína se halló cuando las precipitaciones de setiembre fueron mayores a 45 mm, debido a que resultaría en una mayor producción de MS y grano, diluyéndose la proteína. En el ambiente subhúmedo, los rendimientos promedios partieron de 5497 y 1668 kg ha⁻¹ para MS y grano, respectivamente. Tanto para el rendimiento de MS como de grano se observó la preponderancia de las precipitaciones de setiembre, donde con ocurrencias mayores a 70 mm ($n=72$) se obtuvieron los mayores rendimientos (9016 y 2380 kg ha⁻¹ para MS y grano, respectivamente) (**Figura 24b y d**). Los menores rendimientos de MS y grano, se hallaron cuando las precipitaciones fueron menores a 70 mm con valores medios de 4324 kg MS ha⁻¹ y 1431 kg grano ha⁻¹ agrupando a la mayor cantidad de datos ($n=72$). En este ambiente con mayor régimen hídrico las precipitaciones de noviembre fueron las que seleccionaron los umbrales en la proteína, dividiéndose en mayores y menores a 31 mm. Con precipitaciones de noviembre mayores a 31 mm y en setiembre mayor a 47,5 mm, se obtuvieron los menores valores de proteína (11%). Mientras, que con precipitaciones menores a 31 mm se obtuvo el mayor contenido proteico (**Figura 24f**), posiblemente atribuido a una menor removilización de fotoasimilados.

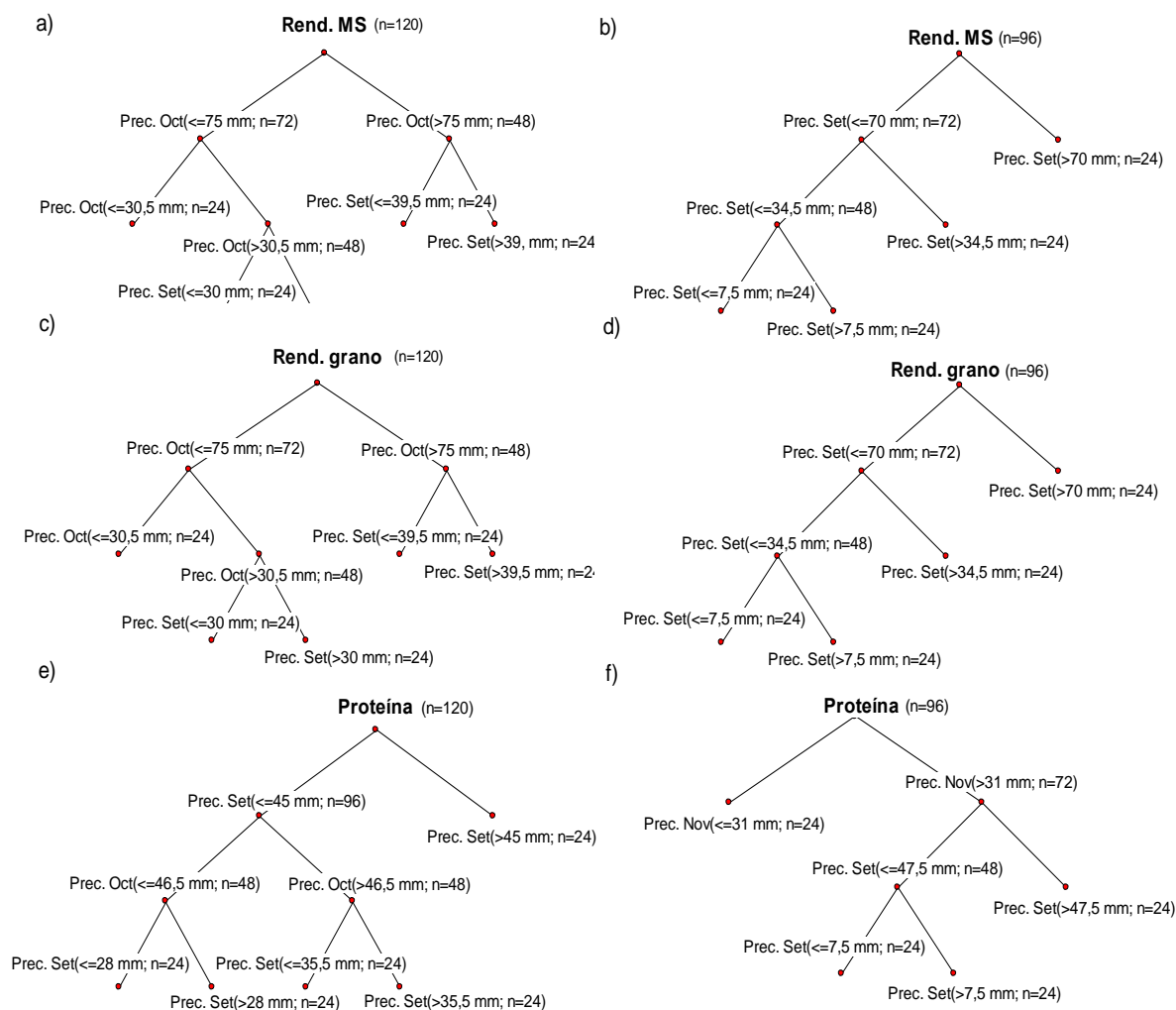


Figura 24. Árboles de regresión entre el rendimiento de material seca (Rend. MS), grano (Rend. grano) y proteína con las precipitaciones registradas para el ambiente semiárido a) c) e) y subhúmedo b) d) f), respectivamente.

La relación entre el rendimiento y la calidad del grano con las precipitaciones registradas en diferentes momentos del cultivo ha sido estudiada en diferentes regiones (Garrido-Lestache et al., 2005; Barbieri et al., 2008; Zilio et al., 2014). Sin embargo, mediante el uso de árboles de regresión se pudo detectar el efecto no aditivo de las precipitaciones, generando umbrales que predicen a los parámetros evaluados (Dominguez et al., 2014). Además este análisis resulta robusto ante la presencia de outliers, colinealidad, heterocedasticidad o problemas de distribución de los datos (Yohannes & Hoddinott, 1999).

4. Conclusiones

En el ambiente semiárido sólo se hallaron efectos de la aplicación tardía sobre el rendimiento, calidad y sus componentes, en el año con precipitaciones por encima de la media. El efecto año en los ambientes semiáridos reviste gran importancia ya que nos puede determinar el éxito o fracaso de la fertilización nitrogenada, acentuando las pérdidas económicas y los problemas ambientales. En cambio el ambiente subhúmedo fue menos variable y con menos interacciones, debido a una mayor estabilidad.

A nivel ambiente, los mayores rendimientos se hallaron en RSA en comparación a RSH, sin embargo, no se observaron efectos de los momentos para la mayoría de los parámetros estudiados ni sobre las eficiencias del uso del N y del agua.

Las precipitaciones de primavera (principalmente las precipitaciones de setiembre y octubre) ejercen gran influencia sobre el rendimiento y las eficiencias de N para ambos ambientes.

En estos ambientes, el principal problema de la producción es la falta de agua en momentos críticos del cultivo, reduciendo el efecto del N como factor principal de producción. Las aplicaciones de N van a estimular la producción de MS que al principio del ciclo no tiene limitaciones. Sin embargo, en períodos más avanzados la MS producida va a incrementar el uso del agua causando elevados niveles de estrés, afectando a la removilización de carbohidratos y N hacia el grano.

La aplicación de N no permitió incrementar en gran magnitud la EUA, demostrando que el factor limitante de estos ambientes es el agua.

La utilización de arboles de regresión permiten separar umbrales, que en este caso permiten detectar que de acuerdo a la evolución de las precipitaciones, plantear otras estrategias, como por ejemplo una fertilización foliar tardía, con el fin de optimizar el rendimiento o la calidad del grano.

Capítulo IV

Diagnóstico de la fertilidad nitrogenada con otras tecnologías: uso del clorofilómetro*

* Parte de los datos de este Capítulo se encuentran en el manuscrito **Martínez, JM, Galantini JA & Landriscini MR. 2014. Diagnóstico de fertilidad nitrogenada en el sudoeste bonaerense mediante el uso de un clorofilómetro en trigo**, aceptado y en prensa para su publicación en la revista Ciencia del Suelo 33 (1) (Argentina).

1. Introducción

En la actualidad la metodología más difundida de diagnóstico de N para el cultivo de trigo, se basa en la medición del contenido de nitratos en suelos hasta los 60 cm (Barbieri et al., 2009), práctica que trae consigo los precios elevados de los análisis y el tiempo necesario para la toma de las muestras y posterior análisis. Es por eso que se están buscando herramientas de diagnóstico que permitan disminuir costos y aumentar la eficiencia en el uso del N. El medidor de clorofila (por ejemplo el Spad ®) es una herramienta promisoría para monitorear el status de N a través del índice de verdor (IV) del cultivo, que es expresado en unidades de lectura (unidades Spad, US). Específicamente, permite estimar la concentración relativa de clorofila por medio de la luz transmitida en 650 nm (longitud de onda fotosintéticamente activa) y en 940 nm a través de la hoja (**Figura 25**). La diferencia de transmitancia entre estas dos longitudes de onda da un índice de verdor a partir del cual se puede establecer una buena relación con el contenido de clorofila extraíble (Waskom et al., 1996). La intensidad de color verde se relaciona con la concentración de clorofila y el N en la hoja (Schepers et al., 1992; Wood et al., 1993), debido a que los cloroplastos contienen aproximadamente el 70% del N de la hoja (Madakadze et al., 1999). Esta herramienta permite caracterizar el estado nitrogenado de una manera no destructiva (Jeminson & Litle, 1996; Sainz Rosas & Echeverría, 1998), rápida, y fácil de utilizar, permitiendo realizar muestreos frecuentes y explorar en mayor medida la variabilidad en un sitio comparado con otros métodos conocidos (Gandrup et al., 2004). Además, presenta la ventaja de realizar la lectura *in situ* y así actuar en consecuencia de acuerdo a lo observado, en el corto plazo. En regiones sin

limitantes hídricas, a través de esta determinación ha permitido predecir el porcentaje de proteína del grano midiendo el contenido de N en la hoja bandera, ya que ésta es un buen estimador del aumento de la proteína por la fertilización nitrogenada en floración (Falótico et al., 1999; Echeverría et al., 2000). Sin embargo, presenta el inconveniente de que el IV se ve afectado por numerosos factores como genotipos, estados de crecimiento, otros nutrientes, enfermedades o ataques de insectos, y condiciones ambientales como humedad y temperatura al momento de la medición. Por estas razones es recomendable realizar calibraciones de las lecturas teniendo en cuenta estos factores mencionados. Una de las maneras de generalizar las lecturas de IV es mediante la calibración con parcelas de referencia que presenten exceso de N (Gandrup et al., 2004). El índice de suficiencia de N (ISN) es el resultado de dividir las US de cada tratamiento con respecto a las US del tratamiento de referencia sin limitaciones de N (Ferrari et al., 2010).

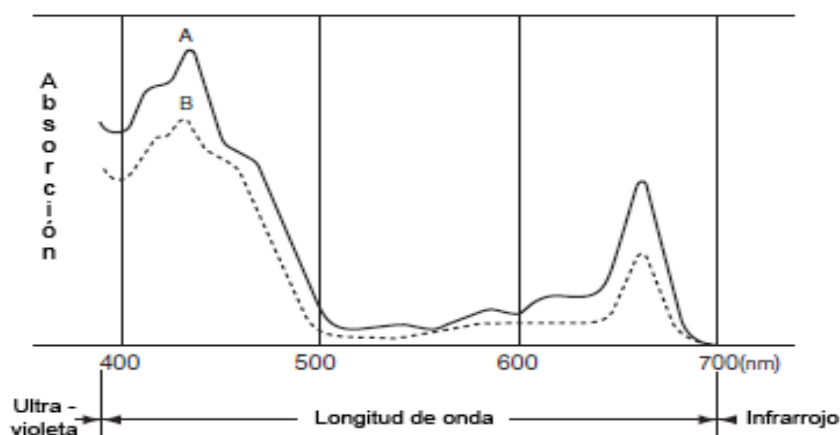


Figura 25. Espectro de absorción de las clorofilas A y B.

Debido a la escasa información sobre el uso del clorofilómetro en el SOB, es necesario realizar un calibrado de acuerdo al ambiente y a las diferentes variedades de trigo, ya que éstos son factores importantes que hacen diferir los resultados obtenidos (Bavec & Bavec, 2001).

En el caso del uso de diferentes variedades, Cox et al. (1985) confirmaron diferencias en términos de absorción y removilización de las partes vegetativas hacia los granos. Esto posibilita su utilización como herramienta para el diagnóstico de deficiencias de N durante el ciclo del trigo, y en el caso que fuese necesario realizar aplicaciones diferidas de N. Otros trabajos (Arregui et al., 2006) han demostrado variaciones del IV generadas por distintos genotipos de una misma especie, en diferentes estados de crecimiento e independientemente de la aplicación de N y disponibilidad hídrica. Numerosos estudios han demostrado variaciones del IV generadas por distintos genotipos de una misma especie, entre estados de crecimiento, independientemente de la aplicación de N, y por la disponibilidad hídrica. Por lo tanto, se puede afirmar que no existe un valor de IV crítico único que indique suficiencia de N en todos los cultivos, sitios, años y condiciones ambientales.

En base a los frecuentes estreses hídricos que generalmente ocurren en momentos críticos del cultivo de trigo en estos ambientes, se plantearon las siguientes hipótesis: i) las estimaciones obtenidas a partir del uso del clorofilómetro van a estar más vinculadas a la cantidad de N cosechado en el trigo que al rendimiento del grano; ii) las diferencias en rendimiento y calidad van a ser menores entre variedades. Es por ello que conociendo el N disponible del suelo junto al clorofilómetro se puede estimar la eficiencia de uso y fisiológica del nitrógeno. Para ello testamos la necesidad de tener en cuenta el efecto diferencial de las variedades de trigo utilizando cinco de las más difundidas en el SOB.

Para comprobar estas hipótesis los objetivos fueron: i) determinar la sensibilidad del IV para predecir el rendimiento tanto de materia seca total (MS)

como de grano del trigo, contenido proteico y acumulación de N en el cultivo y ii) evaluar la disponibilidad de N al momento de la siembra para establecer parcelas de referencia con suficiente cantidad de N, mediante la comparación de ensayos a campo con otro en macetas con el agua controlada. A su vez iii) determinar la sensibilidad del IV para predecir el rendimiento de MS y grano, nivel de proteína y el N absorbido por la planta y iv) hallar ecuaciones que nos permitan estimar la eficiencia del uso del N y la eficiencia fisiológica y comprobar si existe un efecto del genotipo, con cinco variedades de trigo con lecturas realizadas al macollaje (Z22) y en espiga embuchada (Z40) en suelos del SOB durante tres años.

2. Materiales y Métodos

Para poder verificar las hipótesis propuestas, se plantearon dos experiencias diferentes:

2.1. Experiencia I

Durante los años 2010, 2011 y 2012 se realizaron ensayos de fertilización de trigo con nitrógeno. En 2010, se realizó un ensayo preliminar en macetas, mientras en 2011 y 2012 se realizaron ensayos a campo.

Los ensayos a campo se ubicaron en dos sitios diferentes del SOB: Hogar Funke (2011) y La Casilda (2012), ambos ubicados en el partido de Tornquist. Los suelos, cuyas características edáficas se detallan en la **Tabla 38**, se clasificaron taxonómicamente como Argiudol típico (Hogar Funke) ($38^{\circ}10'15.6''$ S; $62^{\circ}01'50.1''$ O) y Argiudol ústico (La Casilda) ($38^{\circ} 19' 25,4''$ S; $61^{\circ} 44' 21,4''$ O). En ambos casos, los horizontes petrocálcicos (calcretas), se ubican por debajo del metro de profundidad efectiva y por ello, no constituyen una limitante

para el desarrollo del cultivo. El sistema de labranza fue SD para ambos ensayos.

Tabla 38. Características edáficas del suelo (0-20 y 0-60 cm) en las parcelas a campo de los sitios seleccionados.

| Sitio | Año | Prof cm | N inorg kg ha ⁻¹ | MO g kg ⁻¹ | Nt | Pe mg kg ⁻¹ | pH | Textura | | |
|-------------|------|------------|--------------------------------|--------------------------|-----|---------------------------|-----|---------|-----|-----|
| | | | | | | | | A | L | a |
| UNS | 2010 | 0-20 | 35,4 | 15 | 0,8 | 21 | 8,2 | 680 | 195 | 125 |
| Hogar Funke | 2011 | 0-20 | | 24 | 1,4 | 14 | 6,6 | 541 | 284 | 176 |
| | | 0-60 | 46,6 | | | | | | | |
| La Casilda | 2012 | 0-20 | | 26 | 1,5 | 8 | 6,4 | 510 | 266 | 225 |
| | | 0-60 | 106,8 | | | | | | | |

N inorg, N inorgánico al momento de la siembra en forma de N-nitratos (kg N-NO₃ ha⁻¹); MO, materia orgánica (g MO kg⁻¹ suelo); Nt, Nitrógeno total (g N kg⁻¹ suelo); Pe, Fósforo extraíble (mg Pe kg⁻¹ suelo), pH, potencial Hidrógeno. Textura del suelo: A, Arena; L, limo y a, arcilla.

El diseño experimental fue de bloques completos aleatorizados, con tres repeticiones durante ambos años. Los tratamientos consistieron en 6 dosis de N (0, 25, 50, 100, 150 y 200 kg N ha⁻¹) aplicadas a la siembra, en forma de urea y al voleo. Las parcelas tuvieron una superficie de 36 m², con 9 m de longitud y 4 m de ancho. La siembra del trigo se realizó el 22 de junio y el 15 de julio para 2011 y 2012, respectivamente. La variedad de trigo utilizada fue ACA 303 en ambos casos. A fines de asegurar la suficiencia de fósforo (P) en el suelo, se aplicaron 20 kg P ha⁻¹, con superfosfato triple durante la siembra. Los antecesores fueron girasol (*Helianthus annuus* L.) y trigo, para 2011 y 2012, respectivamente. Se realizaron 20 mediciones por parcela con el clorofilómetro Spad Minolta 502 en el cultivo de trigo en diferentes estadios de crecimiento siguiendo la escala Zadoks et al. (1974): macollaje (Z22) y espiga embuchada (Z40). Las lecturas se efectuaron siguiendo las recomendaciones detalladas en el instructivo del equipo, sobre el tercio superior de la última hoja totalmente expandida, en el centro de la misma entre el margen y la nervadura central, evitando esta última como así también zonas cloróticas o dañadas si las

hubiese. En todos los casos se realizó el procedimiento en el mismo horario del día, durante el mediodía. Simultáneamente, se muestreó 1 m lineal de material vegetal para cuantificar la producción de MS para esos momentos específicos del ciclo, y se determinó el contenido de Nt foliar (Bremner, 1996). En madurez fisiológica (Z90) se tomaron muestras de material vegetal para la determinación del rendimiento de MS, de grano y otros componentes del rinde. Se procesaron las muestras y sobre las mismas se determinó el contenido de N total tanto en grano como en la paja (Bremner, 1996). La proteína se obtuvo multiplicando al Nt del grano por el factor 5,75 (Novoa & Loomis, 1981). De ahora en adelante a MS, grano, proteína y N absorbido en madurez fisiológica se los denominará parámetros evaluados.

Debido a que en ambos sitios, las propiedades edáficas fueron similares y no se encontraron diferencias en las fracciones granulométricas (**Tabla 38**), en el estudio estadístico se tomaron los sitios como réplicas y los años como variable por la variabilidad climática que caracteriza al SOB. Los rendimientos medios de los tratamientos N_0 a N_{200} de cada ensayo fueron expresados como rendimiento relativo (RR), dividiendo su valor por el rendimiento medio alcanzado por el tratamiento N_{200} ($RR = \text{Rendimiento } N_0 \text{ a } N_{200} / \text{Rendimiento promedio } N_{200}$). Los niveles críticos de las variables US e ISN fueron determinadas mediante el método gráfico de Cate & Nelson (1971) fijándose un RR crítico de 0,90.

El ensayo en macetas se llevó a cabo en el predio del Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur (UNS), (Bahía Blanca, Argentina) durante el año 2010. El mismo se realizó con las macetas a la intemperie (no bajo cubierta ni invernadero), de manera de reproducir las

condiciones de campo de la manera más aproximada, pero sin limitaciones hídricas, ya que se realizaron riegos complementarios con agua destilada, de periodicidad semanal. Se utilizaron un total de 225 macetas de plástico, con las siguientes medidas: altura (h)= 0,14 m, diámetro menor (d)=0,103 m, diámetro mayor (D)= 0,16 m, lo que resultó en un volumen de 1,899 L y una superficie total de la maceta de 0,020 m². El suelo utilizado fue extraído de la profundidad de 0-20 cm, obtenido del mismo sitio donde se estableció el ensayo en macetas. Los datos analíticos del suelo muestreado se detallan en la **Tabla 38**. Las macetas se rellenaron con 1600 g de suelo cada una. La siembra se realizó el día 16 de julio en forma manual colocando doce semillas por maceta con el propósito de ralea una vez producida la germinación, quedando en promedio 4 plantas por maceta. La variedad de trigo utilizada al igual que en el ensayo de campo, fue *ACA 303*. Se utilizó un diseño experimental completamente al azar con 15 repeticiones. Los tratamientos evaluados fueron 0, 25, 50 y 100 kg N ha⁻¹, aplicados en forma de urea, sobre la superficie de la maceta. Además, se aplicó P en el suelo en el momento de la siembra a razón de 20 kg P ha⁻¹, en forma de superfosfato triple. Las mediciones del IV se realizaron en tres momentos diferentes: macollaje, espiga embuchada y grano acuoso (Z22, Z40, Z70, respectivamente). En cada una se tomaron diez lecturas al azar con el clorofilómetro de las cuales se obtuvo un valor promedio por tratamiento. Inmediatamente a las lecturas, se realizó la cosecha de plantas en tres macetas por tratamiento en los estadios de Z22 (20%) Z40 (20%) y, el resto (60%), en grano acuoso (Z70). Dichas muestras se llevaron a estufa y se secaron a 60°C hasta alcanzar masa constante y se determinó MS. Se determinó nitrógeno total (Nt) por el método Kjeldahl (Bremner, 1996) y con

estos datos se obtuvo el promedio de kg N m^{-2} . Luego se convirtieron esos datos a kg por ha^{-1} . El RR fue determinado en MS que fue el rendimiento relativo de las plantas al momento Z70 y se estimó de la misma manera que con el método a campo. Las lecturas de clorofila tanto en el ensayo a campo como en las macetas fueron relativizadas utilizando el índice de suficiencia de nitrógeno (ISN). El ISN se calculó mediante el cociente entre la lectura de índice de verdor del tratamiento y el promedio del tratamiento con mayores dosis de N.

2.2. Experiencia II

Durante 2010, 2011 y 2012 se realizaron 9 ensayos de fertilización con cinco variedades diferentes de trigo (*P. Baguette 11* ($n=2$); *Buck Guapo* ($n=3$), *ACA 303* ($n=2$), *Buck Sureño* ($n=1$) y *Buck Poncho* ($n=1$)), en cuatro sitios diferentes situados en el SOB. Los ensayos se ubicaron mayoritariamente, en sitios dentro del partido de Cnel. Dorrego ($n=4$), en el partido de Tornquist y también en el partido de Saavedra (**Tabla 2, Capítulo I**). Las características de los sitios se detallan en la **Tabla 39**. Se utilizó un diseño de bloques completos aleatorizados durante todos los años. Los tratamientos consistieron de 5 dosis de N (0, 25, 50, 100, 150 y 200 kg ha^{-1}) aplicadas a la siembra, en forma de urea.

Se realizaron 20 mediciones por parcela con el clorofilómetro Spad 502 Minolta en trigo en diferentes estadios de crecimiento (macollaje, Z22 y booting, Z40). La toma de las lecturas se realizó en la última hoja expandida del cultivo, en el tercio medio entre la nervadura central y el borde externo. En todos los casos se realizó el procedimiento en el mismo horario del día, más precisamente durante el mediodía. Luego se muestreó 1 m lineal de material vegetal para cuantificar la producción de MS para esos momentos específicos del ciclo; en

los mismos se determinó el contenido de Nt (Bremner, 1996). A madurez fisiológica (Z90), se tomaron muestras de material vegetal para la determinación del rendimiento en MS, de grano y otros componentes del rinde. Se procesaron las muestras y se determinó el contenido de Nt (Bremner, 1996) tanto en grano como en paja.

Tabla 39. Características edáficas (0-60 cm) de los sitios seleccionados para la realización de los ensayos.

| Sitio | Variedad de trigo | Año | N | | Nt | Pe | pH | Textura | | |
|---------------------------|-----------------------|------|---------------------|--------------------|--------------------|---------------------|--------------------|---------|-----|-----|
| | | | inorg. | MO | | | | A | L | a |
| | | | kg ha ⁻¹ | g kg ⁻¹ | g kg ⁻¹ | mg kg ⁻¹ | g kg ⁻¹ | | | |
| Cumelén | <i>Buck Guapo</i> | 2010 | 81 | 24 | 0,9 | 26 | 7,4 | 567 | 399 | 34 |
| | | 2011 | 45 | 24 | 1,2 | 19 | 6,2 | 751 | 154 | 95 |
| | | 2012 | 83 | 26 | 0,7 | 26 | 6,0 | 615 | 177 | 208 |
| Las Ruinas El Martillo | <i>P. Baguette 11</i> | 2010 | 34 | 23 | 1,1 | 15 | 6,7 | 368 | 404 | 228 |
| | | 2011 | 135 | 28 | 1,5 | 22 | 6,2 | 466 | 321 | 214 |
| Hogar Funke La Casilda | <i>ACA 303</i> | 2011 | 46 | 24 | 1,4 | 14 | 6,6 | 541 | 284 | 176 |
| | | 2012 | 142 | 26 | 1,5 | 8 | 6,4 | 510 | 266 | 225 |
| Hogar Funke | <i>Buck Poncho</i> | 2010 | 35 | 25 | 0,9 | 20 | 7,0 | 414 | 380 | 206 |
| Las Lomas | <i>Buck Sureño</i> | 2012 | 107 | 58 | 2,7 | 10 | 7,6 | 254 | 538 | 208 |

N inorg., N inorgánico al momento de la siembra en forma de N-NO₃ (kg ha⁻¹); MO, materia orgánica (g kg⁻¹); Nt, nitrógeno total (g kg⁻¹); Pe, fósforo extraíble (mg kg⁻¹), pH, potencial Hidrógeno. Textura del suelo: A, Arena; L, limo y a, arcilla.

Para evaluar la eficiencia del uso utilizando definiciones de diferentes autores (Raun & Johnson, 1999; Fageria & Baligar, 2005; Minoldo, 2010; Martínez et al., 2014a) se delimitaron las siguientes etapas:

Eficiencia en el uso del N disponible (EUN) para la producción de MS y grano

$$EUN_{MS} = MS / Nd$$

$$EUN_g = \text{grano} / Nd$$

Eficiencia fisiológica de la MS,

$$EF = \text{grano} / Nabs$$

g, grano, rendimiento en grano (kg ha⁻¹); MS, producción de materia seca total aérea a cosecha (grano y paja en kg ha⁻¹); Nd, N disponible (N inorgánico+ N fertilizante) (kg N ha⁻¹); Nabs, N absorbido a madurez fisiológica (kg ha⁻¹).

2.3. Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de ambas experiencias se utilizó el software INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2013). Los análisis realizados por experiencia fueron:

2.3.1. Experiencia I

Para el ensayo a campo se realizó ANAVA doble para diferenciar efectos de las dosis y años. La evaluación de medias se realizó por DMS de Fisher ($p < 0,05$). También se realizó ANAVA para evaluar el efecto de las dosis de N sobre las US en los diferentes estadios, en el ensayo a campo y el de macetas. Se realizaron regresiones lineales simples tanto para la predicción del rendimiento de MS, grano, proteína y N absorbido mediante las US como para la determinación del N absorbido a cosecha con el ISN.

2.3.2. Experiencia II

Se realizó ANAVA doble para diferenciar las dosis, sitios o años según corresponda, por variedad de trigo empleada. La evaluación de medias se realizó por DMS de Fisher ($p < 0,05$). También se realizó ANAVA doble para evaluar el efecto de las dosis sobre las US al macollaje (Z22) y booting (Z40) y para las EUN y EF por dosis y variedad según corresponda. Para la comparación de rectas de las diferentes variedades se realizó el análisis de ANCOVA, para diferenciar pendientes con US en ambos estadios. Además, se realizaron pruebas "t" para comparar las medias de las pendientes de las variedades de trigo. Se realizaron regresiones múltiples con el método Stepwise ($p < 0,05$) para observar el efecto aditivo de las US en la predicción de las diferentes eficiencias.

3. Resultados y discusión

3.1. Experiencia I

3.1.1. Ensayos a campo

Las precipitaciones fueron contrastantes en ambos años (**Figura 26**), sin embargo, se caracterizaron por severas sequías en los meses de primavera que son los definidores del rendimiento, según Miranda & Jorquera (1994). Las precipitaciones anuales totales fueron de 776 y 912 mm para 2011 y 2012, respectivamente. Además, teniendo en cuenta la necesidad teórica de agua (N_c) del trigo propuesta por Paoloni & Vázquez (1985) se observó un déficit hídrico invernales para el año 2012.

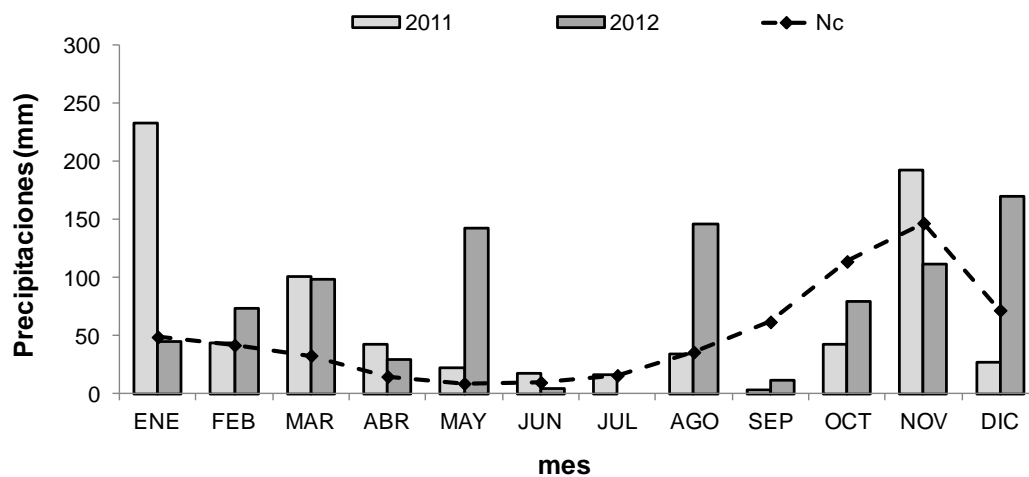


Figura 26. Precipitaciones registradas durante los años 2011 y 2012 y necesidad teórica de agua del trigo (N_c).

Se hallaron diferencias significativas ($p < 0,01$) para la producción de MS entre los sitios estudiados, en los momentos de macollaje (Z22) y espiga embuchada (Z40). Además en el primer muestreo se observaron efectos significativos ($p < 0,05$) de las dosis e interacción dosis x sitio (**Tabla 40**). Cuando se analizó por año, para 2011 no se hallaron efectos de la dosis ($p > 0,05$) para la producción de MS, mientras que las diferencias fueron significativas en 2012 ($p < 0,01$), obteniéndose las mayores producciones en las dosis de 100 kg ha^{-1} .

En Z40 se hallaron diferencias entre años pero ningún efecto de las dosis, siendo la MS en 2011>2012, con valores medios de 3561 y 2771 kg MS ha⁻¹, respectivamente.

Tabla 40. Materia seca total aérea (media± desvío estándar) en macollaje (Z22) y en espiga embuchada (Z40) según dosis de nitrógeno aplicadas para ambos años.

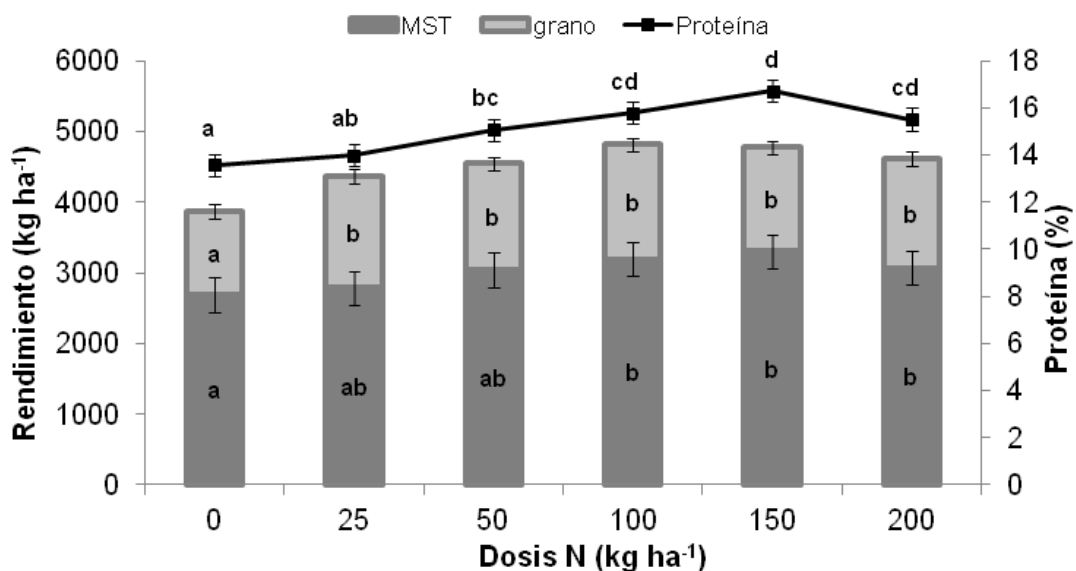
| Año | Dosis (kg N ha ⁻¹) | MS | |
|-----------|-----------------------------------|-----------|------------|
| | | Z22 | Z40 |
| 2011 | 0 | 348± 111 | 2321± 518 |
| | 25 | 314± 49,8 | 2423± 356 |
| | 50 | 264± 76,9 | 2945± 412 |
| | 100 | 314± 40,6 | 3117± 812 |
| | 150 | 523± 162 | 2792± 22,1 |
| | 200 | 370± 118 | 3033± 871 |
| 2012 | 0 | 392± 76,0 | 4216± 362 |
| | 25 | 583± 163 | 3370± 184 |
| | 50 | 493± 88,7 | 3498± 523 |
| | 100 | 802± 184 | 3499± 1099 |
| | 150 | 710± 101 | 3639± 1033 |
| | 200 | 745± 64,4 | 3150± 759 |
| Año (A) | | *** | * |
| Dosis (D) | | ** | ns |
| DxA | | * | ns |

Los niveles de diferencias estadísticas significativas son indicados como: ns, no significativas; *, p<0,05; **, p<0,01 y ***, p<0,001.

A diferencia de los estadios anteriores, en Z90 no se evidenciaron diferencias estadísticas ni entre los años (p>0,05) ni entre las dosis de N, para los rendimientos en MS. Sin embargo, en la producción de grano y proteínas se detectaron diferencias significativas (p<0,05 y p<0,001, respectivamente). Para la producción de grano las diferencias se observaron en todas las dosis respecto del tratamiento testigo (**Figura 27**), mientras que en el contenido de proteínas se detectaron algunas diferencias entre tratamientos (p<0,001), siendo, 150>100=200>50>25>0 kg de N ha⁻¹ (**Figura 27**).

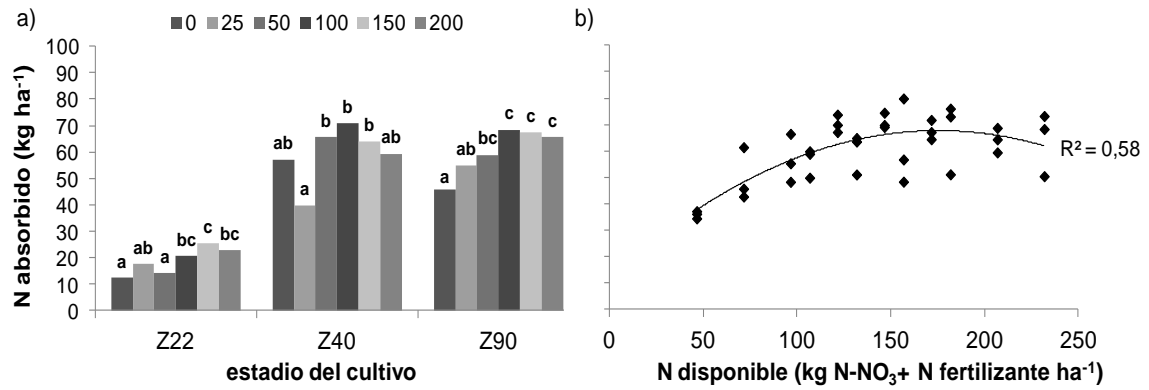
Para ambos años se observaron iguales tendencias sin interacción del efecto de la dosis de N con el año (p>0,05) en los tres parámetros evaluados.

En relación al N absorbido por el cultivo en los diferentes estadios evaluados (Z22 y Z90), se hallaron efectos altamente significativos de la fertilización con N ($p < 0,01$) para ambos años (**Figura 28a**), mientras que en Z40 sólo se hallaron diferencias significativas entre años ($p < 0,001$) sin interacción entre dosis y años, al igual que en el estadio Z22 ($p < 0,01$), con valores promedios superiores del 94 y 60% del año 2012 con respecto a 2011 para Z22 y Z40, respectivamente. Asimismo, se observaron relaciones altamente significativas ($p < 0,001$) del N absorbido en Z90 y el N disponible con un ajuste del 58% (**Figura 28b**).



Letras diferentes indican diferencias significativas entre dosis con $p < 0,05$. Las barras verticales indican \pm errores estándar.

Figura 27. Efecto de las dosis de nitrógeno sobre el rendimiento de materia seca (MS), grano y contenido de proteína promedios.



Letras diferentes indican diferencias significativas entre dosis con $p < 0,05$.

Figura 28. Cantidad de nitrógeno absorbido promedio de ambos años por a) estadio del trigo (kg N ha⁻¹) y b) según nitrógeno disponible.

Las lecturas de US presentaron diferencias en los dos estadios del trigo para ambos años, sin interacción dosis x año (**Tabla 41**), a pesar de las diferentes disponibilidades iniciales de N inorgánico (**Tabla 38**). Se observaron disminuciones de las US entre los dos momentos analizados, en concordancia a lo estudiado por Sainz Rozas & Echeverría (1998), Falótico et al. (1999) y Gandrup et al. (2004).

Tabla 41. Índice de verdor según dosis aplicada para los diferentes estadios y análisis estadístico (ANAVA) por tratamiento y año.

| Dosis N (kg N ha ⁻¹) | Índice de verdor (US) | |
|-------------------------------------|-----------------------|-----------|
| | Z22 | Z40 |
| 0 | 45,7 a | 42,0 a |
| 25 | 45,6 a | 46,5 b |
| 50 | 46,2 a | 47,8 bc |
| 100 | 46,5 a | 49,6 cd |
| 150 | 46,2 a | 50,1 d |
| 200 | 45,2 a | 51,2 d |
| Año (A) | <i>ns</i> | <i>ns</i> |
| Dosis (D) | <i>ns</i> | *** |
| DxA | <i>ns</i> | <i>ns</i> |

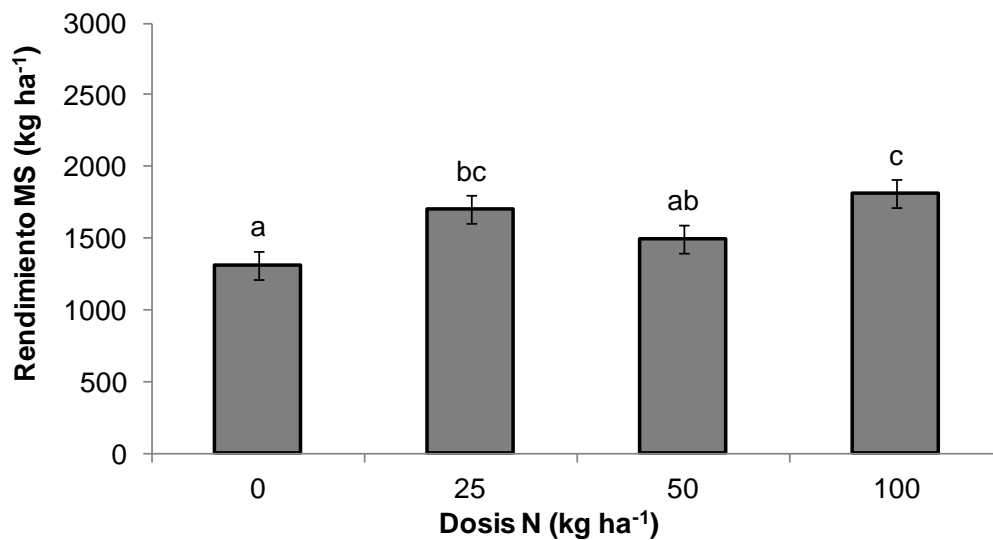
Letras diferentes indican diferencias significativas entre dosis con $p < 0,05$. Los niveles de diferencias estadísticas significativas son indicados como: *ns*, no significativas; *, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$ y ***, $p < 0,001$.

En Z22 no se observaron diferencias significativas ($p > 0,05$) con respecto a las dosis de N aplicadas. Esto es debido a que la tasa máxima de absorción de N del trigo sucede a partir del primer nudo (Barbieri et al., 2008). En cambio en Z40, se obtuvieron diferencias altamente significativas entre dosis ($p < 0,001$)

respecto al tratamiento sin aplicación de N. Según lo propuesto por Loewy & Ron (2008), en suelos del SOB y con otras variedades de trigo en espigazón, los valores de IV de entre 46-47 US asegurarían una provisión adecuada de N. En este estudio en espiga embuchada, a excepción del tratamiento testigo, todas las demás dosis para ambos años demostrarían una buena provisión de N. López-Bellido et al. (2004) hallaron estrechas relaciones, con R^2 de 0,90, entre US y dosis de N en estadio de hoja bandera. Este valor sería similar al hallado en este estudio para los valores promedios en el estadio Z40 ($R^2=0,92$).

3.1.2. Ensayo en macetas

El rendimiento de MS en grano lechoso (Z70), estadio final del cultivo mostró efectos significativos ($p<0,05$) entre dosis (**Figura 29**). Los tratamientos con 25 y 100 kg N ha⁻¹, se diferenciaron significativamente de la parcela sin aplicación de N.

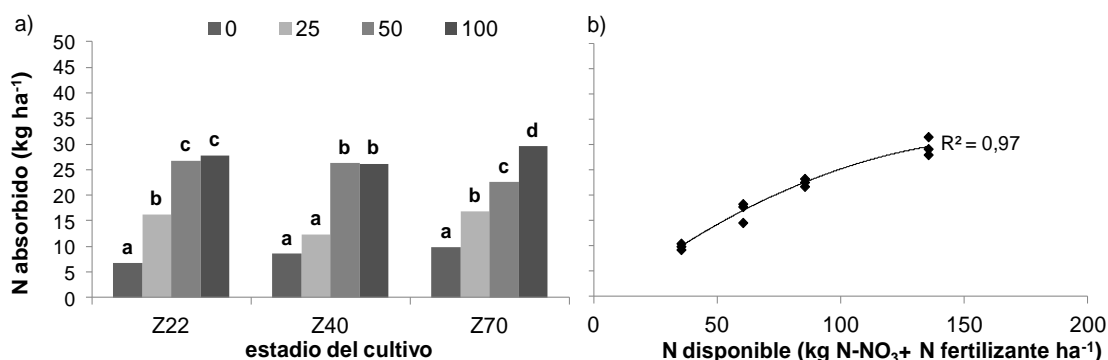


Letras diferentes indican diferencias significativas entre dosis con $p<0,05$. Las barras verticales indican \pm errores estándar.

Figura 29. Rendimiento de materia seca total según dosis de nitrógeno para el ensayo en macetas.

El N absorbido demostró diferencias significativas entre las dosis en los tres estadios evaluados, siendo significativa para Z40 ($p<0,05$) y altamente

significativa para Z22 y Z70 ($p < 0,001$). En estos últimos las diferencias se observaron entre el testigo y la dosis de 100 kg ha^{-1} . En Z40, las diferencias se hallaron entre las dosis de 50 y 100 kg N ha^{-1} con las dosis de 0 y 25 kg N ha^{-1} (**Figura 30a**). En Z70, se observó un elevado ajuste altamente significativos ($p < 0,001$) entre el N absorbido por el trigo y el N disponible a la siembra (**Figura 30b**).



Letras diferentes indican diferencias significativas entre dosis con $p < 0,05$.

Figura 30. Cantidad de nitrógeno absorbido (kg N ha^{-1}) en los diferentes estadios del cultivo para el ensayo de macetas, según a) dosis aplicada de nitrógeno y b) nitrógeno disponible.

A diferencia del ensayo a campo, se detectaron valores similares en las US en los tres estadios analizados (**Tabla 42**) y al igual que con el N absorbido, se observó la misma tendencia con igual significación. Los valores hallados en las dosis menores a 50 kg N ha^{-1} se encontraron por debajo del umbral informado por Loewy & Ron (2008), en suelos del SOB y con otras variedades de trigo, informaron valores de 43-46 de US en espigazón para una correcta provisión de nitrógeno. Sin embargo, estos valores coinciden con lo hallado en trabajos previos (Martínez et al., 2014b) para un suelo del partido de Tornquist y otra variedad de trigo, no encontrándose grandes diferencias entre las US en Z22 y Z40.

Tabla 42. Índice de verdor (US) según dosis aplicada para los diferentes estadios y análisis estadístico (ANAVA) por tratamiento para el ensayo en macetas.

| Dosis N (kg N ha ⁻¹) | US | | |
|-------------------------------------|---------|--------|---------|
| | Z22 | Z40 | Z70 |
| 0 | 35,8 a | 37,3 a | 32,6 a |
| 25 | 42,3 b | 37,9 a | 39,4 b |
| 50 | 43,6 bc | 46,9 b | 42,2 bc |
| 100 | 45,2 c | 48,0 b | 45,8 c |
| Dosis (D) | *** | ** | ** |

Letras diferentes indican diferencias significativas entre dosis con $p < 0,05$.

3.1.3. Predicción de los parámetros evaluados: comparación de ensayos a campo y en macetas

La predicción de los parámetros evaluados (MS, grano, proteína y N absorbido en madurez fisiológica) mediante US en el experimento a campo, demostró que a pesar de que en la mayoría de los casos las regresiones fueron significativas ($p < 0,05$) (excepto proteína con US en Z22), los ajustes fueron bajos ($R^2 \leq 0,29$) (**Tabla 43**). Reeves et al. (1993) encontraron para trigo que el clorofilómetro podría ser utilizado como un buen predictor del rendimiento de grano en Z22. Sin embargo, Vidal et al. (1999) no obtuvieron una buena relación entre las US y el rendimiento de trigo en Z30, al igual que sucede en este estudio. Por su parte, Denuit et al. (2002) y Arregui et al. (2006), hallaron que los estadios más cercano a Z40 serían mejores predictores del rendimiento en grano.

En el experimento realizado en macetas se observaron regresiones significativas ($p < 0,05$) de las US con MS para Z22 y Z70 ($R^2 = 0,42$; $0,43$), mientras que para el N absorbido las predicciones aumentaron considerablemente en los tres estadios evaluados. Para los tres momentos se hallaron regresiones altamente significativas ($p < 0,001$) con valores de ajustes lineales superiores al 0,76 (**Tabla 43**). Los elevados grados de explicación obtenidos en el experimento en macetas, incluso en estadios fenológicos

tempranos como en Z22, demostraría que el clorofilómetro constituiría una herramienta útil para determinar el estado nutricional del trigo y poder corregir de manera temprana eventuales deficiencias de N.

Tabla 43. Estimación de los parámetros evaluados en base al índice de verdor

| Ensayo | Estadio | parámetro | Modelo | R ² | p-valor |
|---------|---------|-----------|----------------|----------------|-------------------|
| Campo | Z22 | MS | 155,2(US)-2500 | 0,17 | 0,0122 |
| | | grano | 60,2(US)-1210 | 0,12 | 0,0383 |
| | | proteína | 0,27(US)+2,9 | 0,07 | 0,1234 |
| | | Nabs | 2,55(US)-53,8 | 0,11 | 0,0479 |
| | Z40 | MS | 83,4(US)+504,5 | 0,23 | 0,0031 |
| | | grano | 27,2(US)+183 | 0,11 | 0,0438 |
| | | proteína | 0,21(US)+4,9 | 0,20 | 0,0062 |
| | | Nabs | 1,91(US)-30,9 | 0,29 | 0,0010 |
| Macetas | Z22 | MS | 41,8(US)-162,7 | 0,41 | 0,0254 |
| | | Nabs | 1,8(US)-56,6 | 0,82 | 0,0001 |
| | Z40 | MS | 22,5(US)+624,4 | 0,27 | 0,0866 |
| | | Nabs | 1,2(US)-30,6 | 0,76 | 0,0002 |
| | Z70 | MS | 29,3(US)+409,7 | 0,43 | 0,0209 |
| | | Nabs | 1,26(US)-30,6 | 0,83 | <0,0001 |

Ecuaciones: Parámetro estimado= $ax \pm b$, siendo $x=US$ en los diferentes estadios del cultivo. MS, materia seca; Nabs, N absorbido por la planta en madurez fisiológica. En negrita y cursiva: los coeficientes de explicación (R²) y los p-valor significativos de las regresiones lineales con $p < 0,05$.

Las diferencias entre el experimento a campo y el de macetas, resaltan la importancia de utilizarla junto con información de riego climático, en especial los pronósticos de lluvias y posible déficit hídrico. En ambientes húmedos y con otra variedad de trigo (ProInta Oasis), Echeverría & Studdert (2001), demostraron que el IV medido en estadios avanzados del cultivo de trigo, sería un estimador promisorio de la nutrición nitrogenada del cultivo. Con respecto al bajo ajuste en la predicción de la proteína con las US, los resultados obtenidos contradicen a lo hallado por Echeverría & Studdert (2001) quienes obtuvieron un R² de 0,89 en la regresión entre proteína y US en Z73, y a Martínez et al. (2014b) que encontraron R² de 0,69 y 0,62 para la predicción en Z22 y Z40 para la variedad *Buck Poncho* en suelos del SOB.

Cuando se evaluó la relación entre el ISN y el N absorbido a cosecha por el trigo, se encontraron grandes diferencias entre los ensayos a campo y el de

macetas. Para el experimento a campo se hallaron relaciones significativas ($p < 0,05$) para ambos estadios muestreados, con bajos grados de explicación (**Figura 31a**). En Z22 se pudo observar que en la mayoría de los datos, el ISN se encontraba por encima del 95% propuesto por Falótico et al. (1999) como nivel suficiente de N, lo que indica que en este estadio los cultivos presentaron una nutrición nitrogenada sin deficiencias.

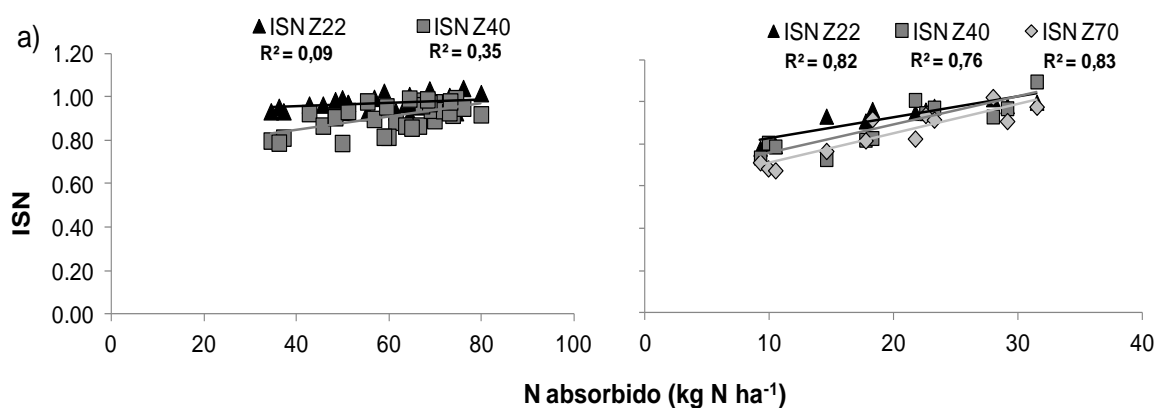


Figura 31. Relación entre el índice de suficiencia de nitrógeno (ISN) y el nitrógeno absorbido en a) ensayo a campo y b) en macetas.

En el experimento en macetas, se hallaron relaciones lineales altamente significativas con el N absorbido en madurez fisiológica en los tres estadios muestreados (**Figura 31b**). Este comportamiento es coincidente con el observado con las US (**Tabla 43**). Gandrup et al. (2004) hallaron iguales resultados tanto en el ISN como en las US en dos sitios del sudeste bonaerense sin limitaciones hídricas, por lo que el riego adicional realizado en las macetas, demostró la importancia de una adecuada provisión hídrica en la absorción y removilización del N (Papakosta & Gagianas, 1991). Según Le Bail et al. (2005), esta removilización del N almacenado en órganos vegetales al momento de floración, representa aproximadamente el 70% del N absorbido en grano. El alto grado de explicación entre las variables en el experimento en macetas, incluso en estadios fenológicos tempranos como en Z22, demostró

que la utilización del índice de suficiencia al igual que las US, permitió determinar el estado nutricional del trigo en condiciones sin limitaciones hídricas. Sin embargo, en condiciones de campo, estos resultados difirieron debido a las condiciones climáticas registradas en la región.

3.1.4. Sensibilidad de las unidades Spad e índice de suficiencia de nitrógeno

Para el análisis de la relación entre el Rendimiento Relativo (RR) de MS respecto a las US, se usó la calibración de Cate & Nelson (1971). En el ensayo de campo, en Z22 y Z40, se detectaron valores críticos de 45 y 49 US por debajo del cual habría respuesta a la aplicación de N, con un error del 28% en ambos estadios estudiados (**Figura 32a y b**). Además, en las relaciones lineales entre ambos parámetros se observaron bajos grados de ajuste ($R^2=0,16; 0,20$). Sainz Rozas & Echeverría (1998) en un estudio en Balcarce sobre maíz en diferentes estadios, hallaron estrechas relaciones entre el RR y las US. En el experimento en macetas, se hallaron valores críticos inferiores a los obtenidos en el ensayo a campo y con menores errores (16 y 25%), con valores de 43,5 y 39 US para Z22 y Z40, respectivamente. Asimismo, se observaron mejores ajustes del RR MS con las US con valores que oscilaron entre 0,41 para Z22 y 0,27 para Z40 (**Figura 32c y d**). En cambio, para Z70 se halló un mejor ajuste ($R^2=0,43$) y un rango crítico que osciló entre 39 y 43 US, y un error del 25%.

Cuando se realizó la calibración de Cate & Nelson (1971) entre ISN y N disponible a la siembra, comparando los experimentos tanto a campo como en macetas, en ambos momentos muestreados, se encontraron resultados contrastantes. Para el ensayo a campo con el ISN al 95%, en Z22 no se

observaron valores críticos de N disponible por debajo del umbral, debido posiblemente a que en este cultivo la tasa máxima de absorción de N comenzó en el estadio de un nudo (Barbieri et al., 2008), mientras que en Z40 se vislumbró un valor crítico de 160 kg N disponible ha⁻¹ (**Figura 33**). En cambio, en el ensayo en macetas se obtuvieron rangos críticos de N disponible que fueron semejantes en ambos estadios, oscilando entre 50 y 80 kg N ha⁻¹. Lo expuesto, confirma lo descrito anteriormente sobre el estrés hídrico que sufrieron los cultivos en el campo, mientras que en las macetas se pudo revertir con los riegos adicionales, confirmando una mejor removilización de N en el cultivo (**Figura 30b**). Otros autores (González Montaner et al., 1991; Calviño et al., 2002) trabajando en ambientes más húmedos, informaron valores por los cuales el cultivo de trigo no respondió a la fertilización, oscilando entre 100 y 150 kg N disponible ha⁻¹ para la profundidad de 0-60 cm. Estos valores se asemejaron a los encontrados en este estudio, sin embargo, fueron determinados para rendimientos muy superiores a los obtenidos localmente, por lo que esta menor eficiencia sería resultado de la escasez de agua en ciertos períodos críticos del cultivo.

Para sintetizar, se pudo observar la importancia de las mediciones con el clorofilómetro y la elevada relación que existió con la absorción de N con condiciones sin limitantes de agua. Los déficits hídricos, producidos especialmente en períodos críticos del cultivo, tales como el periodo de llenado de grano, son de gran importancia en la removilización de N al grano (Angus & Fisher, 1991), debido a que contenido de N del grano depende de la absorción post-antesis y de la removilización de órganos vegetativos (McDonald, 1992), las cuales son usualmente baja en ambientes de secano.

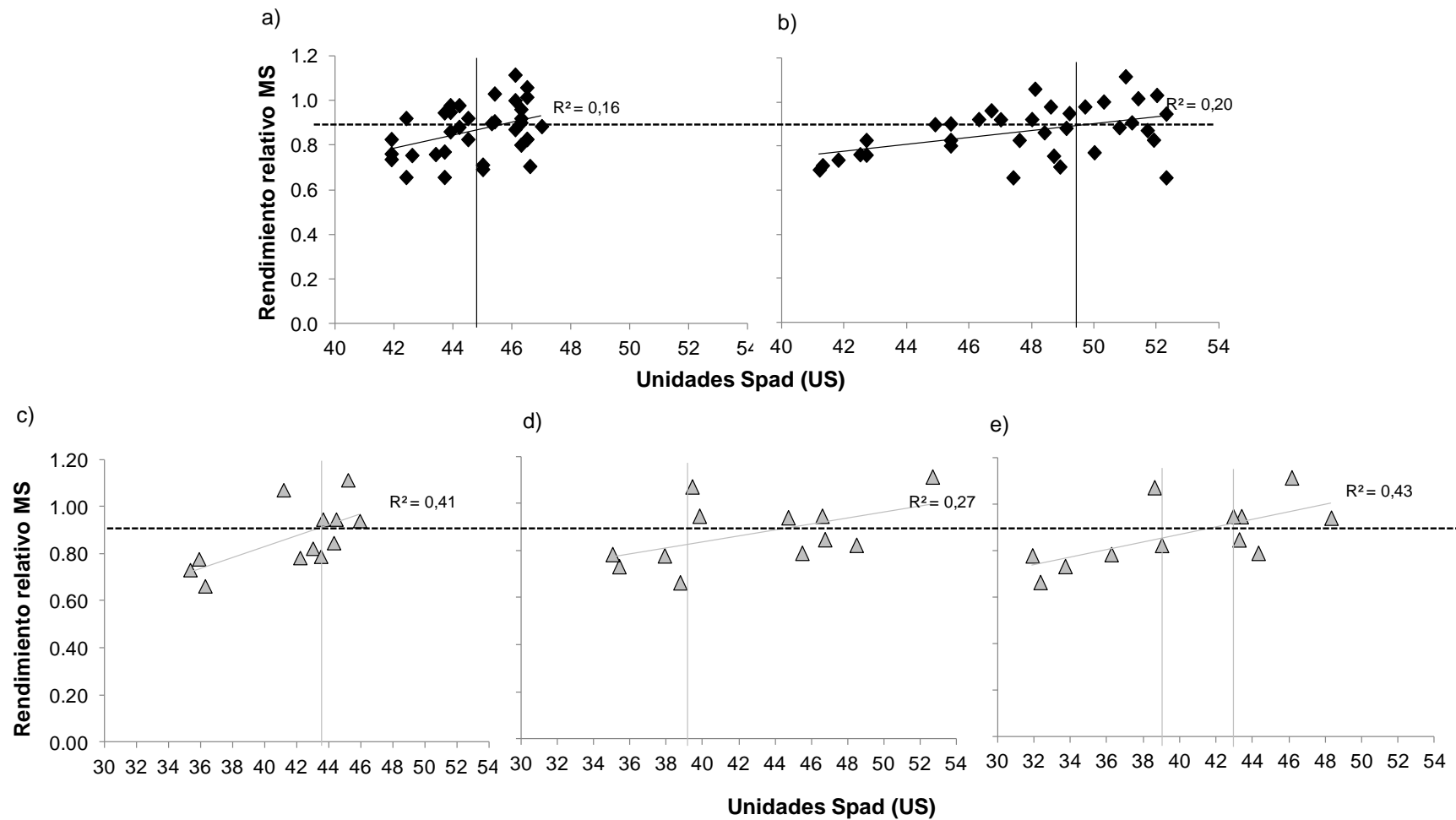


Figura 32. Relación entre los rendimientos relativos (RR) de materia seca en madurez fisiológica y el índice de verdor (US) en hoja en (a) Z22 y (b) Z40 a campo, y c) Z22, d) Z40, e) Z70 en macetas.

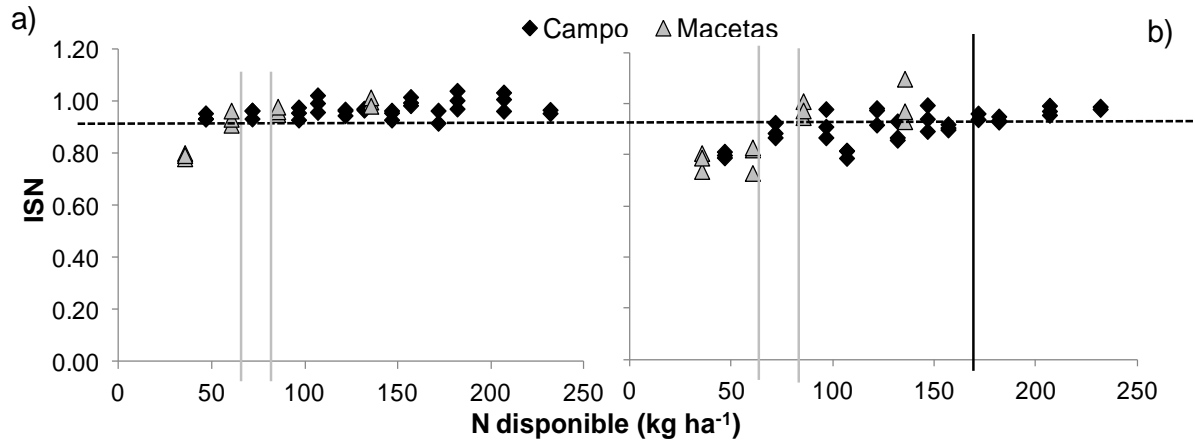


Figura 33. Relación entre el índice de suficiencia de nitrógeno (ISN) y el nitrógeno disponible para a) Z22 y b) Z40 para los ensayos a campo y en macetas.

3.2. Experiencia II

3.2.1. Productividad de los diferentes cultivares

Considerando todos los sitios, con respecto a la necesidad teórica de agua del trigo (Paoloni & Vazquez, 1985) se pudo observar que siempre existieron períodos de déficits hídricos que según el año y sitio, fueron variando en la época que ocurrieron (**Figura 34**). En general, como ya ha sido descrito en el **Capítulo III**, se hallaron períodos de bajas precipitaciones en los meses definidores del rendimiento en trigo (Miranda & Jorquera, 1994).

Cuando se efectuó el ANAVA en los rendimientos, se observó que en promedio las mayorías de las variedades respondieron significativamente ($p < 0,001$) a la aplicación de N (**Tabla 44**). Dos casos excepcionales, fueron *ACA 303* y *P. Baguette 11*, donde no se hallaron efectos significativos ($p > 0,05$) de las dosis para MS y grano, respectivamente. Entre las diferentes variedades, la que presentó el mayor rendimiento en MS y grano fue *Buck Sureño*. Cuando se utilizaron diferentes años en un mismo sitio o diferentes sitios y años, en algunos casos se

detectaron efectos del sitio o del año, sin embargo, las tendencias en las respuestas fueron similares (interacción no significativa). Esto permitió la utilización de los diferentes años o sitios con una misma variedad como repeticiones. Con la proteína también se observaron efectos significativos ($p < 0,05$) de las dosis para todas las variedades.

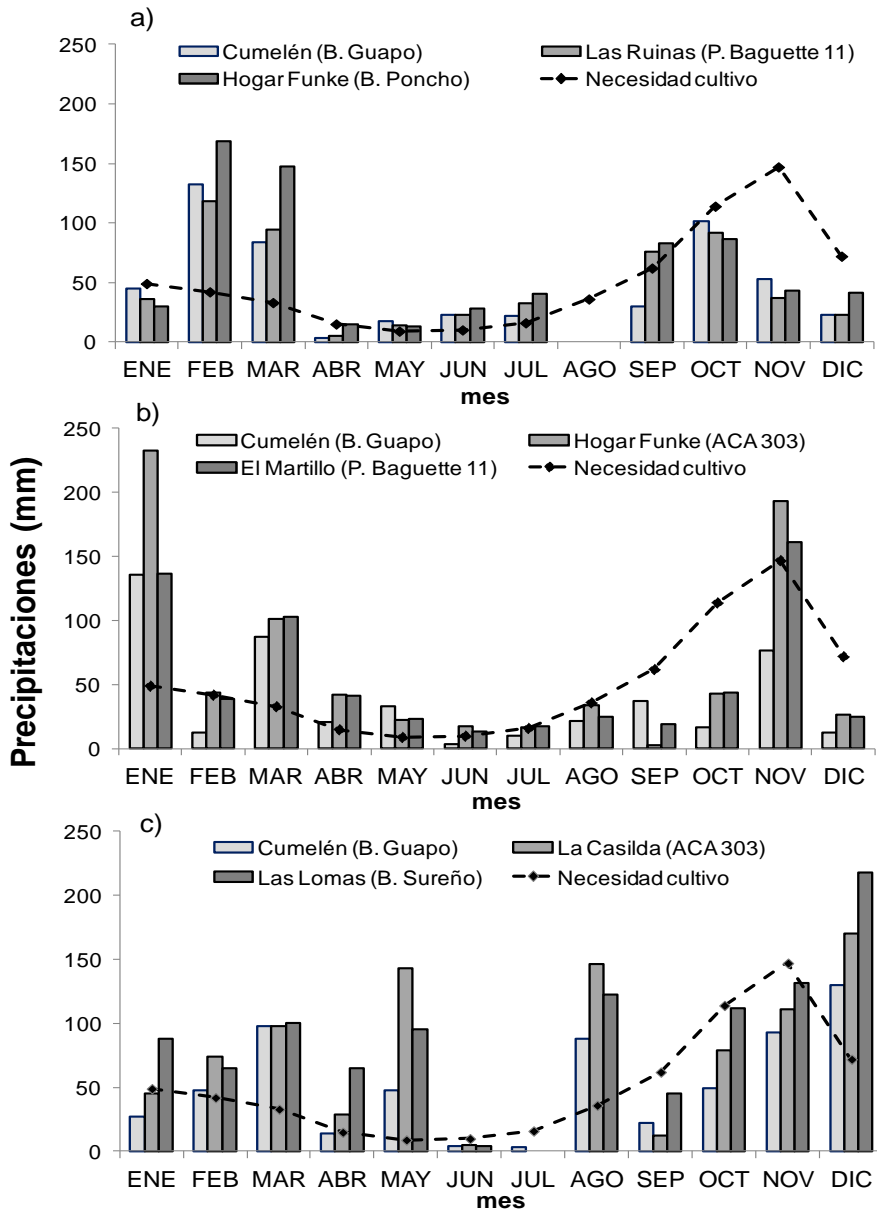


Figura 34. Precipitaciones registradas en todos los sitios para los años a) 2010, b) 2011 y c) 2012.

Tabla 44. Rendimientos en materia seca, grano y proteína promedios por variedad de trigo utilizada.

| Dosis (kg ha ⁻¹) | <i>Buck Guapo</i> | | | <i>ACA 303</i> | | | <i>P. Baguette 11</i> | | | <i>Buck Sureño</i> | | | <i>Buck Poncho</i> | | |
|---------------------------------|---------------------------|------------------------------|---------------|---------------------------|------------------------------|---------------|---------------------------|------------------------------|---------------|---------------------------|------------------------------|---------------|---------------------------|------------------------------|---------------|
| | MS kg ha ⁻¹ | grano kg ha ⁻¹ | proteína % | MS kg ha ⁻¹ | grano kg ha ⁻¹ | proteína % | MS kg ha ⁻¹ | grano kg ha ⁻¹ | proteína % | MS kg ha ⁻¹ | grano kg ha ⁻¹ | proteína % | MS kg ha ⁻¹ | grano kg ha ⁻¹ | proteína % |
| 0 | 6658 | 1876 | 13,7 | 3874 | 1186 | 13,6 | 6111 | 2183 | 11,2 | 7289 | 2768 | 9,6 | 6218 | 1523 | 9,7 |
| 25 | 7285 | 2281 | 13,9 | 4365 | 1576 | 14,0 | 7601 | 2598 | 13,1 | 11829 | 4188 | 11,7 | 7890 | 2101 | 10,2 |
| 50 | 6886 | 2149 | 14,0 | 4565 | 1502 | 15,1 | 7381 | 2681 | 11,5 | 10842 | 3884 | 12,9 | 8626 | 2149 | 11,2 |
| 100 | 7855 | 2261 | 15,4 | 4919 | 1617 | 15,8 | 8734 | 2990 | 12,7 | 11408 | 4257 | 13,3 | 12498 | 3174 | 12,4 |
| 150 | 7388 | 2302 | 15,6 | 4667 | 1467 | 16,7 | 8295 | 2706 | 12,6 | 13014 | 4605 | 14,0 | 10372 | 2975 | 12,4 |
| 200 | 7322 | 2352 | 15,8 | 4613 | 1545 | 15,5 | 9174 | 2939 | 14,4 | 11605 | 4841 | 13,1 | 12500 | 3295 | 13,4 |
| D | *** | ** | * | ns | * | * | ** | ns | *** | * | ** | * | ** | *** | ** |
| S/A | *** | *** | *** | ns | ns | ns | ns | *** | * | - | - | - | - | - | - |
| DxS o DxA | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | - | - | - | - | - | - |

MS, materia seca total en madurez fisiológica. ANAVA: D, dosis de N aplicado a la siembra del cultivo; A, año; S, sitio. Los niveles de diferencias estadísticas significativas son indicados como: ns, no significativas; *, p<0,05; **, p<0,01 y ***, p<0,001.

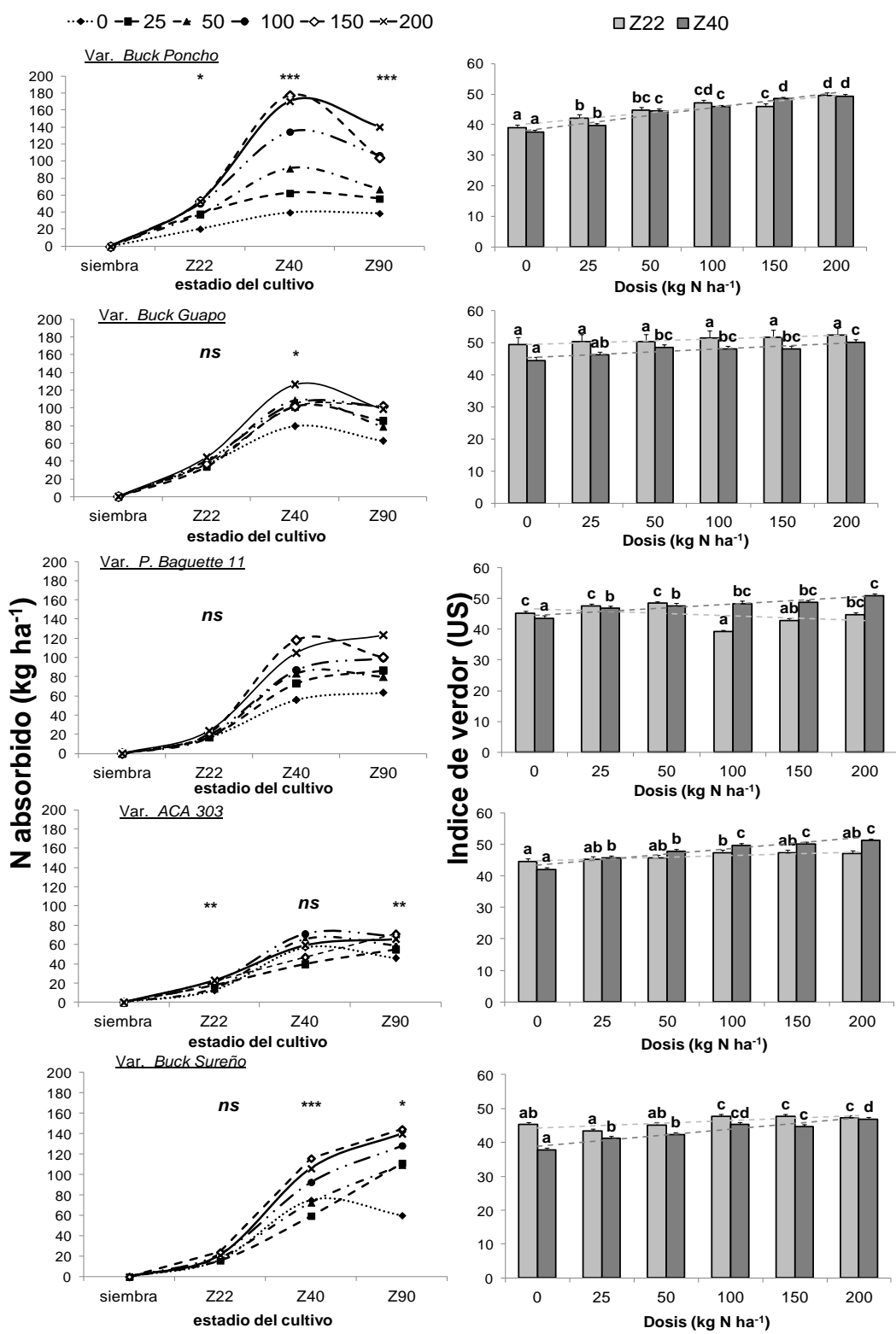
3.2.2. Índice de verdor y nitrógeno absorbido por la planta según los estadios

Con relación al índice de verdor, se observó en casi todas las variedades y estadios un incremento promedio del verdor con el aumento de las dosis (**Tabla 45**), a pesar de usar diferentes sitios y años diferentes. Para Z40 se detectó en todos los casos, un efecto significativo de las dosis ($p < 0,05$), mientras que en Z22 las variedades *B. Guapo* y *ACA 303* no siguieron esta tendencia (**Figura 35**). Las lecturas (US) presentaron diferencias para los dos momentos del ciclo del trigo, encontrándose disminuciones hacia estadios más avanzados en concordancia a otros estudios (Sainz Rozas & Echeverría, 1998; Falótico et al., 1999; Gandrup et al., 2004). Al igual que lo hallado por Andrian et al. (2001) y Gandrup et al. (2004) las lecturas en estadios más tempranos presentaron menores diferencias de US entre dosis, en relación a estadios más avanzados.

Tabla 45. Lecturas de clorofilómetro en unidades Spad (US) por dosis aplicada y por variedad empleada.

| Dosis (kg N ha ⁻¹) | Índice de verdor (US) | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|-----------------------|------|----------------|------|----------------------|------|--------------------|------|--------------------|------|
| | <i>Buck Guapo</i> | | <i>ACA 303</i> | | <i>P. Baguette11</i> | | <i>Buck Sureño</i> | | <i>Buck Poncho</i> | |
| | Z22 | Z40 | Z22 | Z40 | Z22 | Z40 | Z22 | Z40 | Z22 | Z40 |
| 0 | 48,7 | 44,5 | 44,6 | 42,0 | 45,9 | 43,5 | 45,2 | 37,8 | 39,1 | 37,7 |
| 25 | 48,9 | 46,7 | 45,2 | 46,5 | 47,0 | 47,1 | 43,3 | 42,0 | 42,23 | 39,8 |
| 50 | 49,1 | 48,6 | 45,7 | 47,8 | 46,8 | 47,6 | 45,1 | 42,4 | 44,77 | 44,6 |
| 100 | 48,7 | 48,1 | 47,2 | 49,6 | 42,2 | 48,2 | 47,6 | 45,2 | 47,13 | 45,9 |
| 150 | 49,7 | 49,1 | 47,2 | 50,1 | 42,8 | 48,6 | 47,6 | 44,6 | 46,03 | 48,5 |
| 200 | 49,9 | 50,1 | 46,9 | 51,2 | 44,9 | 50,7 | 47,2 | 46,9 | 49,43 | 49,4 |
| D | ns | *** | ns | *** | *** | *** | ** | *** | *** | *** |
| S/A | *** | *** | ns | ns | ns | ns | - | - | - | - |
| DxS o Dx A | ** | ns | ns | ns | *** | ns | - | - | - | - |

ANAVA: D, dosis de N aplicado a la siembra del cultivo; A, año; S, sitio. Los niveles de diferencias estadísticas significativas son indicados como: ns, no significativas; *, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$ y ***, $p < 0,001$.



Los niveles de diferencias estadísticas significativas son indicados como: ns, no significativas; *, p<0,05; **, p<0,01 y ***, p<0,001.

Figura 35. Nitrógeno absorbido según la variedad y por estadio del trigo y las mediciones de unidades Spad (US) promedio para los dos momentos por dosis de nitrógeno aplicada.

Para la acumulación de N por el trigo en el estadio Z22, no se encontró interacción significativa ($p > 0,05$) entre dosis y años/sitios. Se hallaron efectos de las dosis en dos variedades: *Buck Poncho* ($p < 0,05$) y *ACA 303* ($p < 0,01$) (**Figura 35**). En Z40 sólo se observaron tendencias diferentes (interacción significativa) en la variedad *P. Baguette 11*. Al analizar anualmente esta variedad, mostró una mayor significación ($p < 0,001$) en 2010, con diferencias claras entre las dosis de 0 y 25 kg N ha⁻¹ con 150 y 200 kg ha⁻¹. En cambio, para 2011 se redujo el efecto de las dosis ($p < 0,05$) sobre el N acumulado y no se hallaron diferencias entre casi todas las dosis con excepción de la más elevada. Estas diferencias se pueden atribuir a las diferencias de N inicial y a las precipitaciones entre años (**Figura 34**), principalmente por las lluvias de setiembre y octubre. En Z90 se observaron efectos de las dosis, a excepción de lo ocurrido con *Buck Guapo* y *P. Baguette 11*. Para esta última se observaron las mismas tendencias, al igual que en Z40, mientras que para *Buck Guapo*, el efecto año fue bien notorio. Se observaron diferencias altamente significativas ($p < 0,001$) entre las dosis aplicadas y el testigo para Nabs en Z90, siendo $0 < 25 = 50 = 150 = 200 < 100$ y $0 = 25 = 50 < 100 < 150 = 200$ kg N ha⁻¹ para 2010 y 2011, respectivamente. En 2012 el efecto de las dosis sobre el Nabs fue significativo ($p < 0,05$), con diferencias entre las dosis de 0 y 25 kg N ha⁻¹ con la de 200 kg N ha⁻¹. Para el momento de cosecha al realizar el ANAVA del Nabs con respecto a las dosis y variedad, se observaron diferencias por dosis y por variedad ($p < 0,001$), sin embargo, no se observó interacción lo que demuestra que las diferentes variedades siguieron la misma tendencia.

3.2.3. Estimación de los parámetros de rendimiento y de calidad

Al analizar todos los datos juntos, se encontraron diferencias entre los dos estadios muestreados (**Tabla 46**). En Z22 se hallaron regresiones altamente significativas entre las US y MS, grano, proteína y Nabs, con R^2 bajos que

oscilaron entre 0,09 y 0,26. En cambio, en Z40 sólo se hallaron asociaciones altamente significativas con de las US con la proteína y Nabs en madurez fisiológica. Esto contradice a otros trabajos que encontraron mejores ajustes entre las US con los parámetros evaluados en estadios más avanzados del cultivo (Reeves, 1993).

Tabla 46. Regresiones entre las unidades Spad (US) en diferentes estadios del trigo y los parámetros evaluados en el cultivo según las variedades utilizadas.

| Variedad | Estadio trigo | n | Parámetros estimados | | | |
|-----------------------|---------------|-----|---|---|---------------------------------------|---|
| | | | MS | grano | proteína | Nabs |
| Todos | Z22 | 162 | -4839+262,7x (R ² = 0,13) | -1168+76,2x (R ² =0,09) | 3,34+0,27x (R ² =0,17) | -126,68+4,54x (R ² =0,26) |
| | (p-valor) | | <0,0001 | 0,0001 | <0,0001 | <0,0001 |
| | Z40 | | 4092,4+71,3 (R ² =0,01) | 1331+22,6x (R ² =0,0002) | -0,09+0,29x (R ² =0,26) | -71,3+3,35x (R ² =0,12) |
| | (p-valor) | | 0,2442 | 0,2899 | <0,0001 | <0,0001 |
| <i>Buck Poncho</i> | Z22 | 18 | -15369+559x (R ² = 0,54) | -4837+164,6x (R ² =0,63) | -2,19+0,31x (R ² =0,49) | -285,2+8,3x (R ² =0,63) |
| | (p-valor) | | 0,0005 | 0,0001 | 0,0021 | <0,0001 |
| | Z40 | | -12131+492x (R ² =0,61) | -3859+144,4x (R ² =0,70) | -1,1+0,29x (R ² =0,62) | -251,3+7,6x (R ² =0,77) |
| | (p-valor) | | 0,0001 | <0,0001 | 0,0001 | <0,0001 |
| <i>Buck Guapo</i> | Z22 | 54 | -16891+489x (R ² =0,74) | -4638+138,8x (R ² =0,65) | 6,8+0,16x (R ² =0,19) | -240,5+6,7x (R ² =0,64) |
| | (p-valor) | | <0,0001 | <0,0001 | 0,0009 | <0,0001 |
| | Z40 | | -11504+289x (R ² =0,21) | -3392+116,6x (R ² =0,21) | 5,71+0,19x (R ² = 0,10) | -199,03+6x (R ² = 0,23) |
| | (p-valor) | | 0,0005 | 0,0005 | 0,0107 | 0,0002 |
| <i>P. Baguette 11</i> | Z22 | 36 | 14607-149,7x (R ² =0,07) | 2536+3,26x (R ² =0,00015) | 18,01-0,12x (R ² =0,03) | 182,90-2,02x (R ² =0,05) |
| | (p-valor) | | 0,1070 | 0,9242 | 0,2892 | 0,1883 |
| | Z40 | | -4547+261,2x (R ² = 0,30) | -2834+115,8x (R ² =0,24) | 3,93+0,18x (R ² =0,10) | -161,3+5,3x (R ² =0,46) |
| | (p-valor) | | 0,0006 | 0,0024 | 0,0637 | <0,0001 |
| <i>ACA 303</i> | Z22 | 36 | -2177+144,7x (R ² =0,29) | -1437+63,3x (R ² =0,26) | 7,35+0,17x (R ² =0,05) | -99,6+3,47x (R ² =0,39) |
| | (p-valor) | | 0,0008 | 0,0016 | 0,1810 | 0,0001 |
| | Z40 | | 504,8+83,41x (R ² =0,23) | 182,6+27,2x (R ² =0,11) | 4,94+0,21x (R ² = 0,20) | -30,02+1,89x (R ² =0,28) |
| | (p-valor) | | 0,031 | 0,0438 | 0,0062 | 0,0010 |
| <i>Buck Sureño</i> | Z22 | 18 | -1976+282,4x (R ² =0,07) | -2918+152,4x (R ² =0,13) | -3,47+0,35x (R ² =0,15) | -263,9+8,2x (R ² =0,21) |
| | (p-valor) | | 0,3342 | 0,1447 | 0,1174 | 0,0569 |
| | Z40 | | -10201+492x (R ² =0,46) | -5201+215,4x (R ² = 0,67) | -5,6+0,42x (R ² =0,56) | -275,4+9,06x (R ² =0,66) |
| | (p-valor) | | 0,019 | <0,0001 | 0,0004 | <0,0001 |

Ecuaciones: Parámetro estimado= $ax \pm b$, siendo x = US en los diferentes estadios del cultivo (Z22 y Z40).

MS, materia seca; Nabs, N absorbido por la planta en madurez fisiológica. En negrita y cursiva se observan los coeficientes de explicación (R²) y los p-valor significativos (p<0,05) de las regresiones lineales.

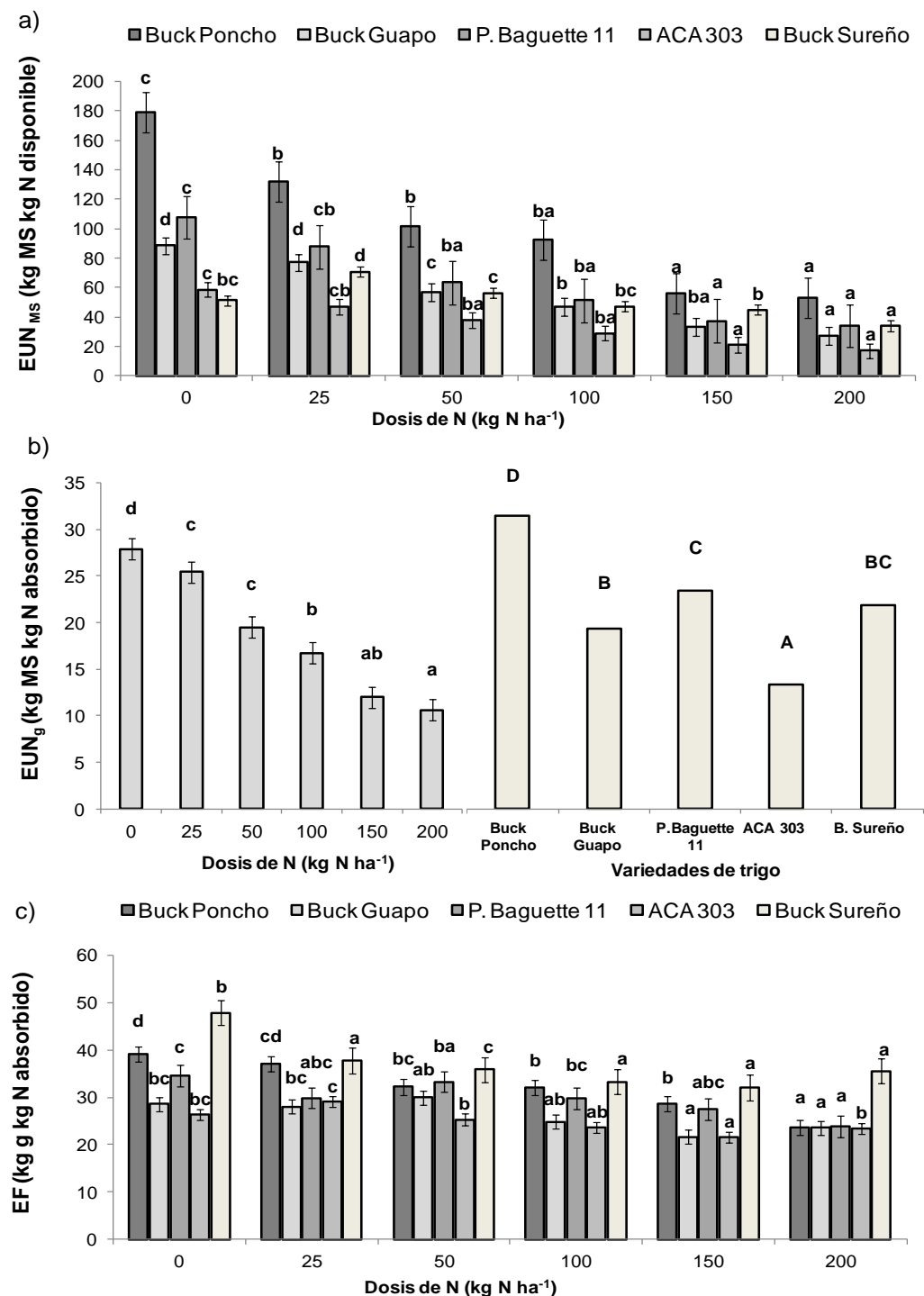
Además, el uso de las US para diagnóstico debe ser calibrado zonalmente y es dependiente del varietal utilizado (Schepers et al., 1992). Cuando se agruparon los datos por variedad de trigo se encontraron resultados diferentes. En general se observaron incrementos en los ajustes para casi todas las variedades, sin embargo, para las variedades *P. Baguette 11* y *Buck Sureño*, las estimaciones de los parámetros estimados no fue significativa en Z22. Las diferencias halladas entre las predicciones del rendimiento de MS, grano, proteína y Nabs, se debieron posiblemente a diferencias en la eficiencia del uso del N entre las variedades. Esto es coincidente a lo informado por Ortiz- Monasterio et al. (1997) para 10 variedades de trigo en Méjico.

3.2.4. Eficiencia del uso del nitrógeno y eficiencia fisiológica

Se hallaron interacciones significativas de las variedades y las dosis con EUN de la MS ($p=0,0464$). Cuando se analizó por variedad se observaron efectos altamente significativos de las dosis ($p<0,001$) con disminuciones en la EUN con el aumento de las dosis (**Figura 36a**). La EUN del grano no demostró interacciones significativas ($p>0,05$) entre las variedades y dosis. Sin embargo, se hallaron diferencias altamente significativas entre las dosis y entre las variedades (**Figura 36b**)

Las disminuciones de la EUN con el incremento de la dosis coincide a lo hallado por otros autores (Ehdaie et al., 2001; López-Bellido et al., 2008). En cambio la EF no demostró interacciones significativas ($p>0,05$) entre variedades y dosis. Se observaron diferencias altamente significativas ($p<0,001$) entre las dosis empleadas y entre los años (**Figura 36b**). Con respecto a las diferentes variedades, se observaron diferencias significativas ($p<0,001$), siendo las EF de *Buck Poncho* > *Buck Sureño* > *Buck Guapo* = *P. Baguette 11* > *ACA 303* (**Figura 36b**). Según Echeverría & Videla (1998) es necesaria la determinación de la EF cuando se quieren evaluar respuestas a la fertilización en sitios con diferencias edáficas. En este caso, se observó un claro efecto de las variedades sobre la

EF. McDonald (1989) informó que la EF estaba altamente influenciada por los estreses y por la variedad. Por su parte, Barbotín et al. (2005) han informado que la removilización desde los órganos vegetativos hacia los granos y su eficiencia son dependientes de las condiciones climáticas y del genotipo.



Letras diferentes indican diferencias significativas con $p < 0,05$.

Figura 36. Eficiencias del uso del nitrógeno en a) MS y b) grano y c) eficiencia fisiológica en por variedades según dosis empleadas.

3.2.5. Eficiencia del uso del nitrógeno y fisiológica con el índice de verdor

Las regresiones demostraron diferentes tendencias del IV entre las variedades en relación a la EUN y EF (**Figura 37**). Esto demuestra que para la estimación de la EUN y EF, las variedades pueden comportarse de diferente manera.

Tabla 47. Predicción de la eficiencia del uso del nitrógeno y eficiencia fisiológica mediante regresiones lineales según las variedades de trigo con el índice de verdor (US) en dos estadios.

| Variedad | Estadio trigo | EUN MS | | EUNg | | EF | |
|-----------------------|---------------|-------------------|----------------|-------------------|----------------|-------------------|----------------|
| | | Ecuación | R ² | Ecuación | R ² | Ecuación | R ² |
| <i>Buck Poncho</i> | Z22 | 554,3-10,1x | 0,58 | 129,9-2,3x | 0,51 | 83,3-1,1x | 0,54 |
| | (p-valor) | 0,0002 | | 0,0009 | | 0,0005 | |
| | Z40 | 510,2-9,2x | 0,71 | 121,6-2,1x | 0,64 | 81,4-1,1x | 0,74 |
| | (p-valor) | <0,0001 | | 0,0001 | | <0,0001 | |
| <i>Buck Guapo</i> | Z22 | -71,6+2,6x | 0,23 | -17,4+0,7x | 0,2 | 46,6-0,4x | 0,17 |
| | (p-valor) | 0,0003 | | 0,008 | | 0,0018 | |
| | Z40 | 148,1-1,9x | 0,06 | 36,8-0,4x | 0,03 | 50,1-0,5x | 0,11 |
| | (p-valor) | 0,0791 | | 0,1837 | | 0,0135 | |
| <i>P. Baguette 11</i> | Z22 | -105,4+3,8x | 0,06 | -40,6-0,4x | 0,11 | 0,06+0,7x | 0,08 |
| | (p-valor) | 0,1649 | | 0,0441 | | 0,0892 | |
| | Z40 | 444,2-8,0x | 0,33 | 116,7-2x | 0,34 | 52,3-0,5xx | 0,05 |
| | (p-valor) | 0,0002 | | 0,0002 | | 0,1698 | |
| ACA 303 | Z22 | 203,9-3,7x | 0,18 | 54,1-0,9x | 0,13 | 41,9-0,4x | 0,05 |
| | (p-valor) | 0,0057 | | 0,0293 | | 0,1896 | |
| | Z40 | 216,0-3,8x | 0,47 | 65-1,1x | 0,47 | 43,5-0,4x | 0,13 |
| | (p-valor) | <0,0001 | | <0,0001 | | 0,0292 | |
| <i>Buck Sureño</i> | Z22 | 251,8-4,4x | 0,45 | 83-1,4x | 0,45 | 85,8-1,1x | 0,10 |
| | (p-valor) | 0,0024 | | 0,0024 | | 0,2088 | |
| | Z40 | 128,0-1,8x | 0,20 | 43,6-0,6x | 0,20 | 99,9-1,4x | 0,48 |
| | (p-valor) | 0,0653 | | 0,0642 | | 0,0015 | |

Ecuaciones: EUN/ EF= $ax \pm b$, siendo x = US en los diferentes estadios del cultivo (Z22 y Z40). En negrita y cursiva se observan los coeficientes de explicación (R²) y los p-valor significativos de las regresiones lineales con $p < 0,05$.

En los casos donde se hallaron regresiones significativas ($p < 0,05$) de las US con EUN y EF (**Tabla 47**), se realizó el análisis de ANCOVA, para la comparación de rectas para detectar diferencias de pendientes según las variedades, para rechazar el supuesto de que se comportan iguales.

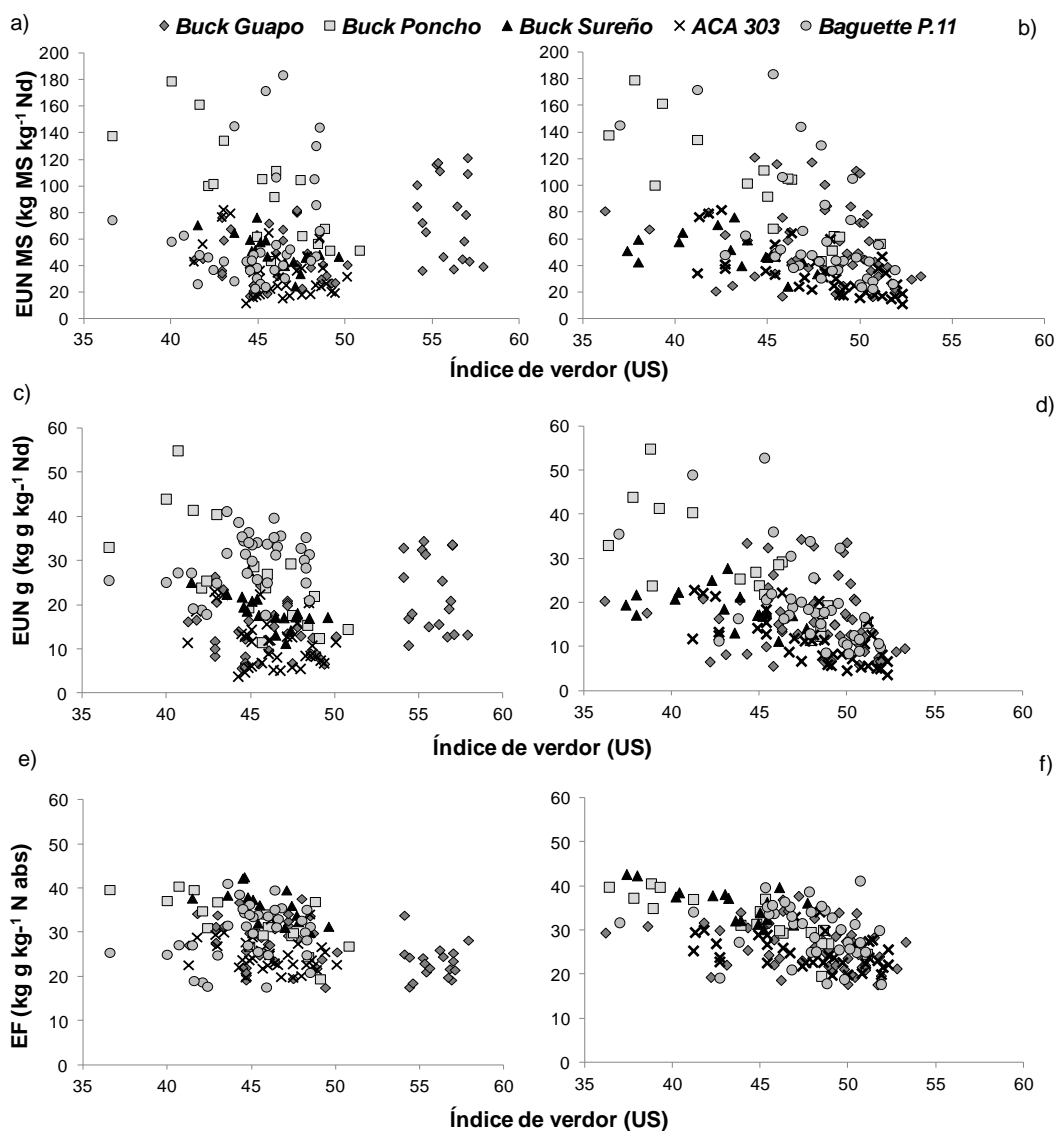


Figura 37. Relaciones entre la eficiencia del uso del nitrógeno y la eficiencia fisiológica (EF) de la materia seca (MS) de las variedades empleadas en y el índice de verdor en dos estadios: Z22 (a) y (c) y Z40 (b) y (d).

Para la EUN de MS y grano, y EF con US en Z22 y Z40, se comprobó si las pendientes eran iguales, de las siguientes variedades detalladas en la **Tabla 48**.

Tabla 48. Variedades utilizadas en el ANCOVA según eficiencia, estadio y factor de variación

| Eficiencias | estadio | Variedades |
|-------------|---------|--|
| EUN MS | Z22 | <i>Buck Poncho, Buck Guapo, ACA 303, Buck Sureño</i> |
| | Z40 | <i>Buck Poncho, ACA 303, P. Baguette 11</i> |
| EUN g | Z22 | <i>Buck Poncho, Buck Guapo, ACA 303, Buck Sureño; P. Baguette 11</i> |
| | Z40 | <i>Buck Poncho, ACA 303, P. Baguette 11</i> |
| EF | Z22 | <i>Buck Poncho, Buck Guapo</i> |
| | Z40 | <i>Buck Poncho, Buck Guapo, ACA 303, Buck Sureño</i> |

En EUN de MS con US en Z22 y Z40, se hallaron valores altamente significativos en la comparación de pendientes que demuestran diferencias entre estas. Las pruebas “t” entre variedades demostró que no se diferenciaron *Buck Sureño* con *ACA 303* ($p=0,8335$) y *Buck Poncho* ($p=0,0762$), y *Buck Poncho* con *P. Baguette 11* ($p=0,5626$), en Z22 y Z40, respectivamente. Para la EUNg al igual que en MS, en ambos estadios se pudo verificar diferentes pendientes ($p<0,001$). Con las pruebas “t” se verificaron que no existieron diferencias en Z22 entre *ACA 303* con las variedades *Buck Sureño* ($p=0,6796$) y *Buck Poncho* ($p=0,0756$). En Z40, las variedades sin diferencias fueron, *ACA 303* y *Buck Poncho* ($0,1059$).

Para la EF al igual que en el caso de la EUN, para las US en Z22 y Z40 se hallaron pendientes diferentes ($p=0,0290$ y $P=0,0107$, respectivamente), sin embargo, en Z40 mediante las pruebas “t” se pudo comprobar que las pendientes de las variedades *Buck Guapo* con *ACA 303* ($p=0,6833$) y *Buck Sureño* con *Buck Poncho* ($p=0,4015$) no diferían.

Al analizar la influencia del N disponible sobre las eficiencias planteadas, se hallaron relaciones de la EUN_{MS} , EUN_g y EF de todas las variedades con diferentes ajustes (**Figura 38**). Sin embargo, cuando se añadieron las US de cada estadio a las regresiones, mediante el modelo Stepwise ($p<0,05$) se lograron incrementos en los ajustes (**Figura 39**) para las eficiencias del uso del N de MS y grano, y la eficiencia fisiológica. Las ecuaciones resultantes se detallan en **Figura 39**. Esto permite demostrar que en general, a pesar de observarse un marcado efecto de las variedades estudiadas, el uso del clorofilómetro al momento del macollaje (Z22) y de espiga embuchada (Z40)

junto al N disponible, permitió incrementar la predicción de la EUN (MS y grano) y de la EF, respectivamente.

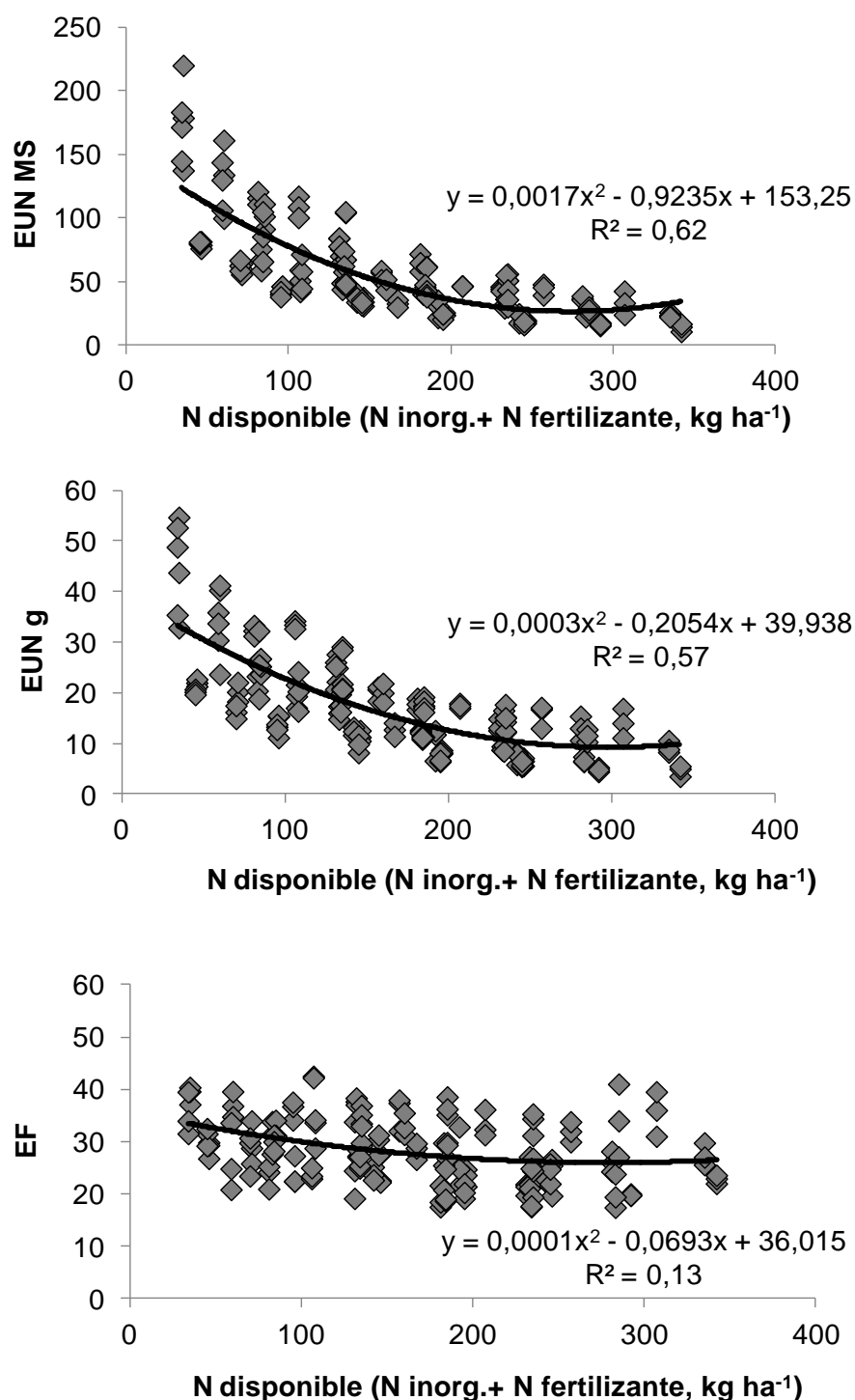


Figura 38. Relaciones entre la eficiencia del uso del nitrógeno (EUN) de materia seca (MS), grano y eficiencia fisiológica (EF) según el nitrógeno disponible de todas las variedades.

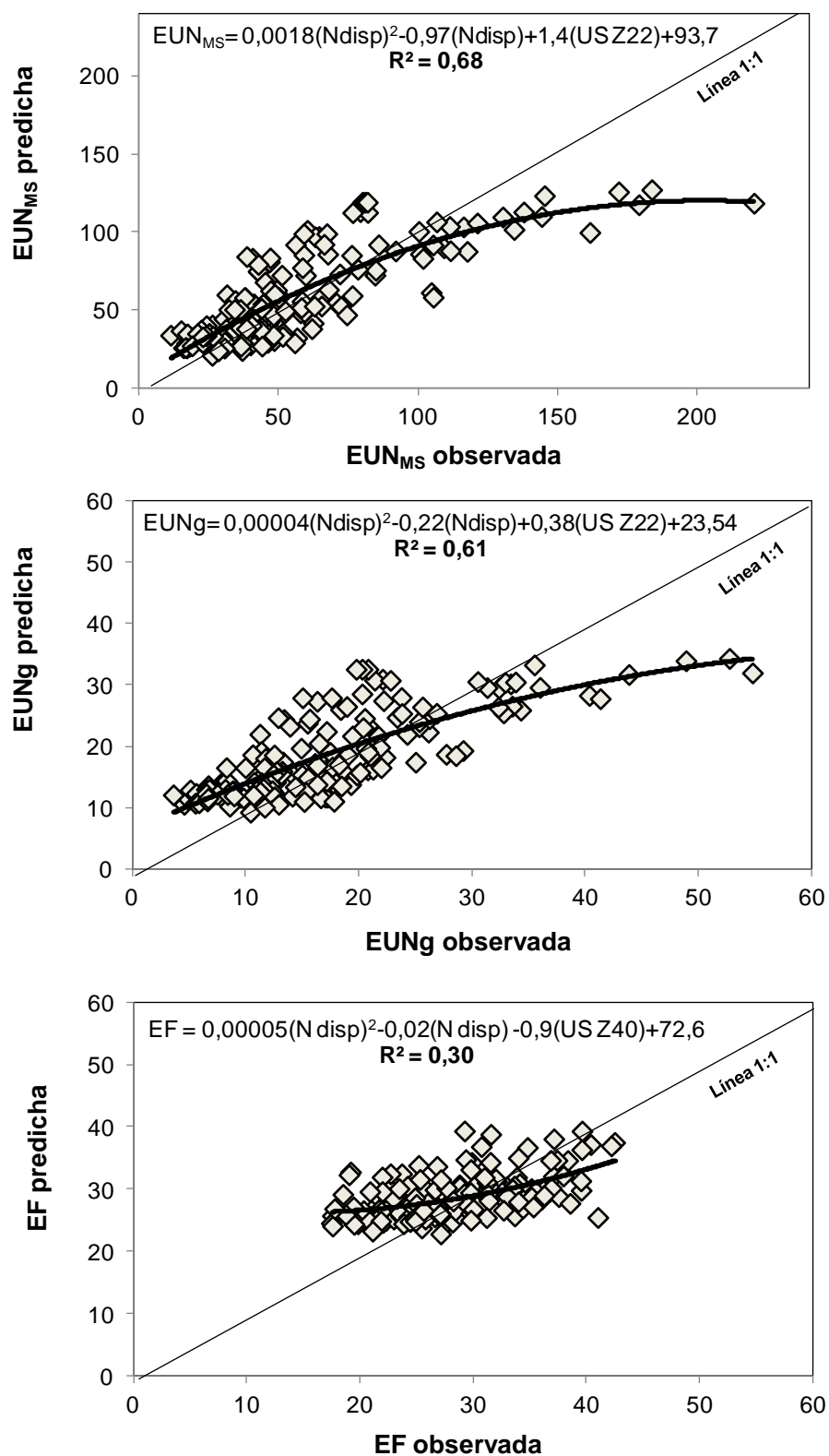


Figura 39. Comparación de las eficiencias del uso del nitrógeno de la materia seca (MS) y grano (g) y eficiencia fisiológica con las regresiones múltiples con el N disponible y las US como variables regresoras.

4. Conclusiones

El medidor de clorofila es un indicador promisorio del N cosechado, sin embargo, en estas regiones debido a la variabilidad climática, no sería una herramienta certera para predecir el N del grano de trigo.

El uso de un valor relativo basado en un sector de referencia sin limitaciones de N disminuye el porcentaje de error en la predicción de rendimiento de MST, con respecto al uso de la lectura absoluta y permite conocer la cantidad necesaria de N disponible para el cultivo.

Las lecturas realizadas en momentos más avanzados permitieron predecir el N absorbido > MS > grano, siendo la exactitud de la predicción más reducida a medida que el factor agua tenía mayor influencia sobre los parámetros evaluados.

Las diferentes variedades de trigo utilizadas mostraron diferencias en las predicciones del rendimiento y su calidad y en la predicción de las diferentes eficiencias estudiadas. A pesar de esto, la predicción de las eficiencias para todos los datos con el N disponible junto con las lecturas del clorofilómetro, permitieron mejorar la predicción de las eficiencias.

Capítulo V

Dinámica del nitrógeno y sus formas lábilés en el suelo y planta bajo dos sistemas de labranza

1. Introducción

La capacidad del suelo de aportar N es difícil de cuantificar, debido a que el tanto el N orgánico del suelo como los microorganismos involucrados han sido pobremente caracterizados (Benbi & Richter, 2002). El N del suelo proviene de la mineralización de la MO, que puede liberar o retener N, y aumentar la productividad de los cultivos en el corto plazo o mejorar la conservación del suelo a largo plazo. Sin embargo, la intensificación de la agricultura en los últimos años ha ido en detrimento de contenido de MO (Sainz Rozas et al., 2011).

Los sistemas de labranza afectan la mineralización (Rice & Havlin, 1994) y la concentración de N en el suelo (Mikha et al., 2006), a través de los efectos a corto y largo plazo en sus características físicas, químicas y biológicas (Sharifi et al., 2008). La labranza convencional (LC) favorece la reducción de la MO como el incremento de la mineralización por la ruptura de los agregados del suelo y el aumento de la aireación (Sainju et al., 2006). Además, genera una mayor homogeneidad en la distribución del C debido a la inversión de las capas del suelo (Hernanz et al., 2002). Esto expone a los compuestos orgánicos protegidos a la acción de los microorganismos, acelerando el ciclado del N (Mikha & Rice, 2004). Asimismo, la incorporación de residuos de cultivos y estiércoles de animales da lugar a un aumento en la velocidad de ciclado (Six et al., 1999; St. Luce et al., 2011). En contraste, la SD mejora la agregación del suelo (Coulombe et al., 1996; Mikha & Rice, 2004; St. Luce et al., 2011), preserva los nutrientes (Six et al., 1998), promueve la actividad de las enzimas y aumenta la proporción de hongos en la comunidad microbiana (Muruganandam et al., 2009). Otros estudios (Deng & Tabatabai, 1996; Acosta & Tabatabai, 2001) han reportado una mayor actividad microbiana y enzimática

debido a un mayor contenido de agua y a la presencia de residuos en la superficie del suelo. Halpern et al. (2010) encontraron una mayor biomasa microbiana y N mineralizable, mientras que Muruganandam et al. (2010) reportaron mayores tasas de transformación de N bajo SD. El contenido de MO (Sainju et al., 2006; Melero et al., 2009; López-Bellido et al., 2010) y N orgánico (Mikha et al., 2006) en la capa superficial también se incrementaron como resultado de la acumulación de residuos de cosecha, produciendo en el largo plazo una estratificación (Ferreira et al., 2013). Este aumento en SD está estrictamente relacionado con los rendimientos de los cultivos (Diovisalvi et al., 2008), mientras que el N liberado está relacionado con el contenido de N y la relación C:N en los residuos (Campbell et al., 1991; Vigil & Kissel, 1991). En algunos estudios a largo plazo, el N mineralizado fue mayor o igual bajo LC (Christensen et al., 1994) en comparación con SD (Banerjee et al., 1999; Thomsen & Sørensen 2006).

El N orgánico disminuye con la profundidad, y por lo tanto se espera que ocurra lo mismo con el N que va a ser mineralizado (Cabrera et al., 1994). Varios autores (Stanford et al., 1974; Hadas et al., 1986; Doran, 1987) han informado de valores más bajos de N potencialmente mineralizable en capas subsuperficiales bajo SD. Los niveles de MO aumentan en la superficie del suelo, donde se acumulan residuos de los cultivos y el contenido de agua es más alta, y por lo tanto tienen una mayor influencia sobre las comunidades microbianas y el ciclado del N (Doran, 1987). Cuando la profundidad de muestreo del suelo fue superficial, se podían observar grandes diferencias entre los sistemas de labranza (Needelman et al., 1999; Mikha et al., 2006). Sin embargo, las diferencias son muy pequeñas o ninguna en profundidad (Carter & Rennie, 1982). Esto sugiere que estos sistemas aumentan la fracción activa de

N orgánico en las capas superficiales; aunque el efecto neto de esta fracción no es claro, y los resultados son inconsistentes.

En el diagnóstico de las necesidades de fertilización, la disponibilidad de nitrógeno inorgánico en el suelo a la siembra debe ser considerada, al que igual que el N que se mineralizará durante el ciclo de crecimiento del cultivo (Echeverría et al., 1994). La mayoría de las estimaciones de la contribución N proveniente de la mineralización del suelo se basan en incubaciones aeróbicas de largo plazo (Stanford & Smith, 1972), que determinan la fracción de N del suelo que se puede convertir en formas minerales (N potencialmente mineralizable, N_0). El N_0 también se puede estimar en laboratorios por incubación anaeróbica (Waring & Bremner, 1964). Esta se basa en el N de amonio ($N-NH_4^+$) liberado por los microorganismos muertos en condiciones anóxicas, en una suspensión suelo:agua por un corto período de incubación, comprendido entre 7 y 14 días. El N anaeróbico (N_{an}) fue considerado como el indicador más útil de la calidad del suelo en regiones Semiáridas (Keeney, 1982). Algunos autores (Bushong et al., 2007; Soon et al., 2007) han argumentado que el N anaeróbico es el mejor indicador biológico del N_0 . También forma parte de los principales procesos metabólicos que tienen lugar en el suelo y es muy importante para la evaluación de la calidad del suelo (Albanesi et al., 2003). Reussi Calvo et al. (2013) reportaron que el uso del N_{an} para cuantificar y estimar el suministro de N a través de la mineralización a lo largo de un ciclo de cultivo podría mejorar la estimación de la disponibilidad de N. La fracción activa del N (N_0/N_t) se consideró como la parte de la materia orgánica lábil que suministra una parte importante de N disponible para las plantas para el crecimiento de cultivos a corto plazo (El Gharous et al., 1990).

La calidad de la materia orgánica particulada (MOP) puede proporcionar una información más precisa sobre la dinámica del N, indicando el tamaño del pool

fácilmente mineralizable (Fabrizzi et al., 2003). Benbi et al. (2014) informaron que el fraccionamiento físico por tamaño de particular de la MO, provee una herramienta útil para conocer la dinámica y la calidad del suelo. El fraccionamiento físico por tamaño de partícula permite aislar diferentes fracciones de acuerdo a su labilidad (Hassink, 1994a) siendo la fracción de 53-200 micrones más lábil que la fracción menor a 53 micrones, conocida como pool pasivo de la MO (Benbi & Richter, 2002). Haynes (2005) informó que el COP es una importante fuente de N en varios suelos, sin embargo, Boone (1994) halló que el COP sólo contribuye en un 2-13% del N mineralizado. Las altas concentraciones de N en esta fracción se asocian con un fuerte potencial de suministro de N (Koutika et al., 2001), aunque algunos estudios (Galantini & Suñer, 2008) indican que el N en MOP no siempre está directamente relacionada con N mineralizado, pero puede ser utilizado para su estimación (Curtin & Wen, 1999). Varios autores han mencionado la importancia del N en la MOP por su contribución a la nutrición de los cultivos en el corto plazo (Galantini et al., 1992; Koutika et al., 2001). Por su lado, Wander & Bidart (2000) reportaron altas correlaciones entre MOP y la mineralización de N. El tamaño del "pool" del N mineralizable en el suelo varía de acuerdo con el manejo del cultivo, la biótica del suelo y los factores ambientales abióticos, como la temperatura del suelo y el contenido de agua (Griffin, 2008).

En Argentina, se llevaron a cabo la mayoría de los estudios sobre la relación entre la mineralización de N, fracciones lábiles de C y N en las zonas húmedas, en el Sudeste de la provincia de Buenos Aires (Diovisalvi et al., 2008; Domínguez et al., 2009). Con el fin de evaluar el efecto de los sistemas de labranza sobre la dinámica del N y la disponibilidad de la cosecha, son muy importantes los ensayos a largo plazo para obtener información en ambientes con mayores limitaciones. Sharifi et al. (2008) sugirieron que el efecto de los

sistemas de labranza sobre el N orgánico activo puede variar con el suelo y el clima específico. En Argentina, los sistemas en SD comenzaron en la década de 1970; sin embargo, existen pocos estudios comparativos que tengan el tiempo suficiente para evaluar los efectos a largo plazo, especialmente en Mollisoles y ambientes frágiles.

Las hipótesis es que en el largo plazo la SD incrementa el N en las fracciones orgánicas lo que incrementa el N_{an} , afectando la disponibilidad de N y la productividad del cultivo.

El objetivo de este estudio fue cuantificar el efecto en el largo plazo de dos sistemas de labranza en la concentración y el contenido absoluto de N en diferentes fracciones orgánicas del suelo, para determinar la relación C:N y el N potencialmente mineralizable mediante incubación anaeróbica a tres profundidades. Esto permitirá evaluar el efecto de los cambios de las fracciones del N orgánico del suelo en el N potencialmente mineralizable, si hay una estratificación diferencial y la influencia en la absorción de N y la productividad de los cultivos.

2. Materiales y métodos

2.1 Sitio de estudio

El muestreo de suelos fue realizado en “Hogar Funke” (38° 07' 06" S - 62° 02' 17" O) ubicado en el partido de Tornquist (Provincia de Buenos Aires). El suelo fue clasificado como Argiudol Típico, profundo, de textura franca en el horizonte A y franco-arcillosa en el B₂. El gradiente de precipitaciones determina un régimen de humedad del suelo údico con una distribución errática (Soil Survey Staff, 2010), concentradas durante los períodos de marzo-abril (otoño) y setiembre-octubre (primavera). Durante todos los años muestreados, no se produjeron heladas que interfieran con la performance de los parámetros

evaluados en el trigo. De acuerdo a Thornthwaite, el clima es clasificado como subhúmedo (**Tabla 49**).

Tabla 49. Datos climáticos promedios del sitio.

| T | | | Días con heladas | | Precipitaciones | |
|-------|------|-----|------------------|---------------|-----------------|---------------|
| media | máx | mín | anuales | Ciclo cultivo | anual | Ciclo cultivo |
| °C | | | | | mm | |
| 14,5 | 20,9 | 8,2 | 8 | 0 | 735 | 417 |

T, Temperatura media, máxima y mínima.

Sobre dos parcelas de 8 has cada una se aplicaron dos sistemas de labranza: SD y LC, desde el año 1986. El área fue dividida en seis parcelas de 36 m² en un diseño experimental completamente aleatorizado. Ambos tratamientos fueron separados por 10 metros y las repeticiones por tratamiento por 6 metros. En 1975, el lote fue sistematizado con curvas de nivel sin gradiente, estimándose pérdidas de suelo de escasa consideración. Antes del establecimiento del experimento, el sitio había sido cultivado con LC por más de 30 años. El sistema LC fue llevado a cabo mediante arado y rastras de disco. Mientas tanto, la SD se caracterizó por la ausencia de labranzas, con un porcentaje de cobertura por residuos mayor al 30% de la superficie del suelo.

El muestreo se realizó cuando las parcelas estaban sembradas con trigo (*Triticum aestivum* L.) en el estadio de macollaje (Z22, Zadocks et al., 1974). La secuencia completa de cultivos fue para ambos manejos: M-T-G-T-G-T-S-C-M-C-M-T-M-T-C-G-T-T-G-C-G-T-M (pastoreado)-T (sin cosecha por sequía)-T-T (siendo: M, maíz (*Zea mays* L.); T, trigo; G, girasol (*Helianthus annuus* L.); C, cebada (*Hordeum vulgare* L.); S, sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench) y en letra negrita se hallan los años muestreados). El cultivo de trigo fue sembrado en Julio y cosechado a fines de diciembre. Los cultivares seleccionados para cada cultivo y las prácticas de manejo que se utilizaron fueron las recomendadas para la región.

2.2 Análisis físicos y químicos de los suelos

Los detalles de las propiedades de manejo de sitios fueron descritos por Galantini et al. (2006a, 2007) y las propiedades físicas y químicas fueron descritas en la **Tabla 50**. Las muestras fueron tomadas en 2003, 2009, 2010 y 2011. Los suelos fueron muestreados cuando las parcelas se sembraron con trigo (*Triticum aestivum* L.) en la fase de macollaje. La textura del suelo produce el 90% de la variabilidad del contenido de MO en esta región (Galantini et al., 2004). La posible existencia de diferencias texturales podría enmascarar los efectos de labranza, sin embargo, no se detectaron tales diferencias entre tratamientos y réplicas (Galantini et al., 2006a), ya que fueron verificados por el fraccionamiento físico por tamaño de partícula (considerando limo+ arcilla, arenas y fracciones de MO humificadas).

Tres muestras compuestas de cada tratamiento y réplica, se tomaron al azar de las dos parcelas para cada año en las profundidades de 0-5, 0-10 y 0-20 cm. El suelo se secó al aire, se tamizó y se homogeneizó mediante tamizado con una malla de 2 mm. Se determinó N orgánico total (Nt) se calculó por Kjeldahl (Bremner, 1996) y el nitrógeno potencialmente mineralizable se evaluó por incubación anaeróbica (Waring & Bremner, 1964). Además se recolectaron muestras de suelo sin disturbar en 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad con cilindros de acero para la determinación de la densidad aparente (Blake & Hartge, 1986). Luego se convirtieron las unidades de concentración a cantidades, utilizando los datos de densidad aparente (kg ha^{-1} ; Mg ha^{-1}).

Tabla 50. Características físicas y químicas del suelo usado en 2003.

| prof. (cm) | Sistema de labranza | MO | Nt | C:N | pH | DA |
|---------------|------------------------|--------------------|------|------|-----|--------------------|
| | | g kg ⁻¹ | | | | Mg m ⁻³ |
| 0-20 | LC | 28,6 | 1,35 | 12,3 | 6,7 | 1,30 |
| | SD | 30,8 | 1,49 | 12,0 | 6,5 | 1,39 |

Sistema de labranza: LC, labranza convencional; SD, siembra directa; MO, materia orgánica (g MO kg⁻¹ suelo); Nt, nitrógeno orgánico total (g N kg⁻¹ suelo); C:N, relación carbono-nitrógeno del suelo entero; DA, densidad aparente (Mg m⁻³).

2.3. Nitrógeno anaeróbico (Nan)

El Nan se determinó a través del método desarrollado por Waring & Bremner (1964), basado en una incubación anaeróbica, siguiendo el método explicado en

Capítulo I.

2.4. Fraccionamiento físico por tamaño de partícula y fracciones orgánicas

El fraccionamiento físico de la MO fue realizado por tamizado en húmedo (Cambardella & Elliott, 1992; Galantini & Suñer, 2008; Duval et al., 2013a). Se siguió el procedimiento explicado en el **Capítulo I**. Se obtuvieron tres fracciones a las cuales se le determinó CO y Nt obteniendo i) el carbono orgánico particulado grueso (COPg) y N particulado grueso (NOPg) en FG y ii) CO particulado fino (COPf) y N particulado fino (NOPf) en FM. Después del análisis de C y N de las fracciones de diferentes tamaño de partícula, se procedió a calcular la relación C:N de ambas, obteniendo (C:N)_g y (C:N)_f para la FG y FM, respectivamente.

2.5. Nitrógeno absorbido por el cultivo

La MS se muestreó en madurez fisiológica (Z90). El procedimiento consistió en tomar 2 submuestras de 2 metros lineales para cada tratamiento. Entonces, se calculó la cantidad de MS producida y el contenido de N en grano y en paja, utilizando el método Kjeldahl (Bremner, 1996).

2.6. Análisis estadístico

Todos los datos de las tablas y figuras se presentan como valores medios. Las diferencias en los resultados de diferentes tratamientos se analizaron mediante ANAVA de dos vías, mediante DMS de Fisher ($p < 0,05$). Se realizó un análisis de correlación de Pearson entre Nan y todas las variables estudiadas. El análisis estadístico se realizó con el software INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2013).

3. Resultados y discusión

3.1 Condiciones climáticas y productividad

Las precipitaciones registradas durante barbecho de los cuatro años se encontraron por encima de la necesidad teórica del cultivo (Paoloni & Vazquez, 1985). Algo semejante ocurrió para los meses siguientes, donde se realizó la siembra del cultivo de trigo en estos ambientes. La excepción fue el 2009, donde las precipitaciones registradas durante los meses de invierno fueron escasas, lo que no permitió un buen desarrollo del trigo. Durante los meses definidores del rendimiento (setiembre-octubre-noviembre) se observó gran variabilidad entre los años, en 2003 se observaron déficits en setiembre y noviembre y excesos en octubre. En 2009 y 2010 las precipitaciones estuvieron acordes a las necesidades del cultivo para setiembre y déficits en octubre. En 2011 presentó déficits marcados durante los primeros meses de la primavera y excesos durante noviembre (**Figura 40**).

Las temperaturas (T) tuvieron similares tendencias para todos los años excepto en 2003, donde se registraron menores en el período de setiembre a diciembre (**Figura 40**).

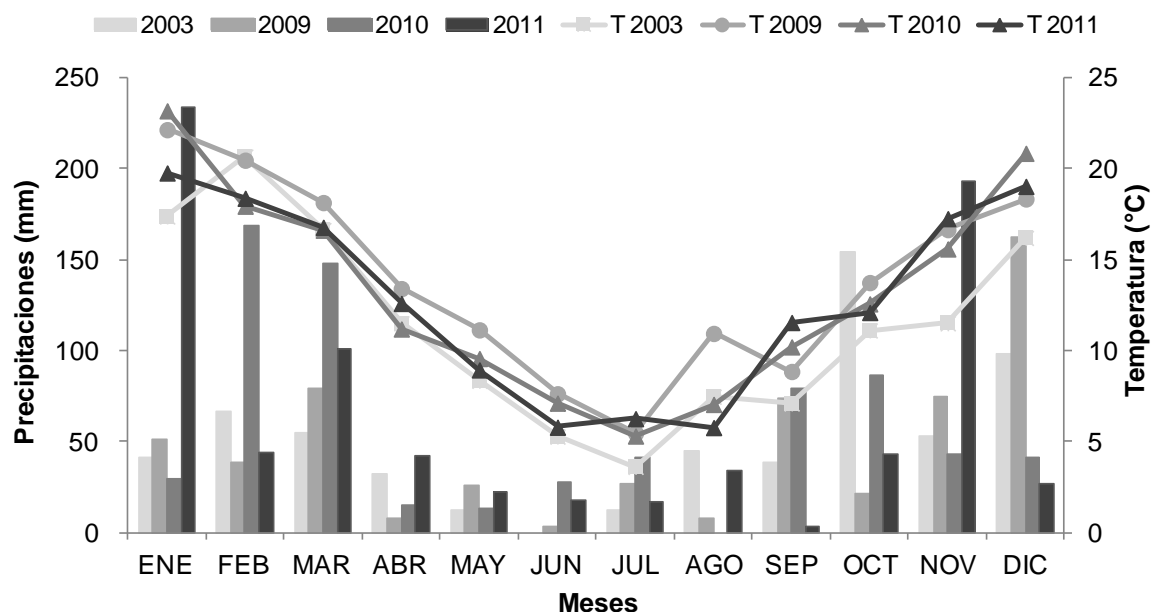


Figura 40. Precipitaciones y temperaturas mensuales registradas durante los años muestreados.

Con respecto a los sistemas de labranzas durante los diferentes años, se observaron rendimientos, aproximadamente 40% superiores en SD para los cultivos de invierno, con una mayor estabilidad en los mismos (**Tabla 51**). En el año 2009 dado por las condiciones climáticas imperantes, se produjo una escasa producción de biomasa aérea con consiguientes bajos rendimientos, sin embargo, la SD permitió obtener rendimientos 80% superiores. En el caso de cultivos de verano como girasol en temporadas 2004/05 y 2006/07 se observaron rendimientos superiores en un 22 % promedio en LC (**Tabla 51**). Esto coincide a lo descrito por Buschiazzi et al. (1998) que para suelos en ambientes semiáridos y subhúmedos de Argentina, informaron menores rendimientos en girasol y en maíz bajo SD, debido a las menores T y a una mayor inmovilización del N. Además, para el año 2006, los bajos rendimientos observados coinciden con los encontrados para el SOB para este cultivo (Andrade et al., 2009).

Con respecto a los rendimientos obtenidos en el cultivo de trigo durante los cuatro años analizados (**Figura 41**), se encontraron rendimientos superiores en

SD, con diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) entre sistemas de labranzas, tanto para la producción de materia seca (MS) como grano. En general se observaron rendimientos promedio en MS y grano, 50 % mayores en SD con una mayor estabilidad (menores CV en los rendimientos) en coincidencia a lo hallado por Govaerts (2006), comparando dos sistemas de labranza en un ensayo de largo plazo en la región Semiárida de Méjico.

Tabla 51. Rendimiento en grano y secuencia de los cultivos a lo largo del período en estudio según los sistemas de labranza.

| Año | Secuencia de Cultivos | Rendimiento grano | |
|-------------------------|-----------------------|---------------------------|-------------|
| | | LC | SD |
| | | kg grano ha ⁻¹ | |
| 2003 | Trigo | 1769 | 2765 |
| 2004/05 | Girasol | 2550 | 2110 |
| 2005 | Cebada | 1380 | 1838 |
| 2006/07 | Girasol | 264 | 214 |
| 2007 | Trigo | 1667 | 2057 |
| 2008 | Maíz* | - | - |
| 2009 | Trigo [†] | 61 | 460 |
| 2010 | Trigo | 1492 | 2538 |
| 2011 | Trigo | 1049 | 2587 |
| Cultivo de trigo | Media | 1150 | 2081 |
| | ds^a | 661 | 943 |
| | CV^b | 57 | 45 |

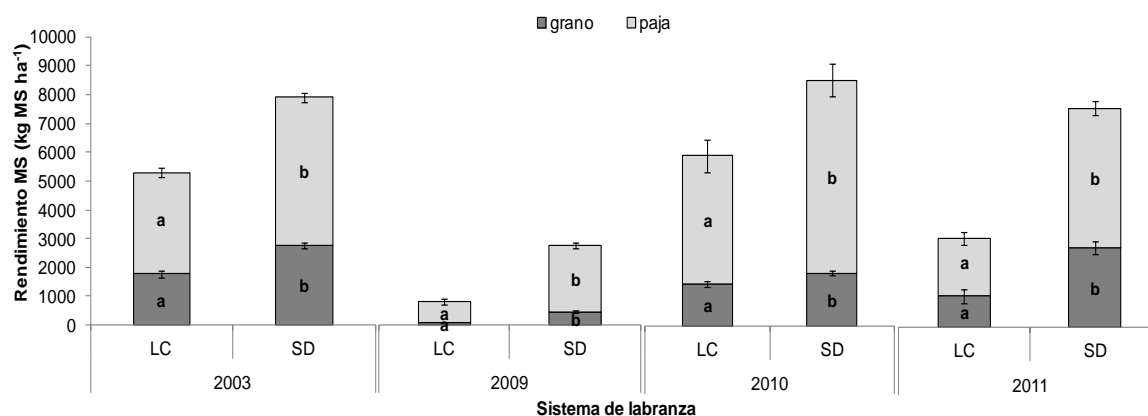
En letra cursiva y negrita se observan los años muestreados.* pastoreado

[†]Sequía severa. ^ads, Desvío estándar. ^bCV, coeficiente de variación

Estas diferencias entre sistemas de labranzas podrían atribuirse al balance de agua, que es más favorable en el sistemas conservacionista debido a la reducción en la tasa de evaporación, obteniéndose rendimientos mayores en SD para zonas áridas y semiáridas (Bono et al., 2008).

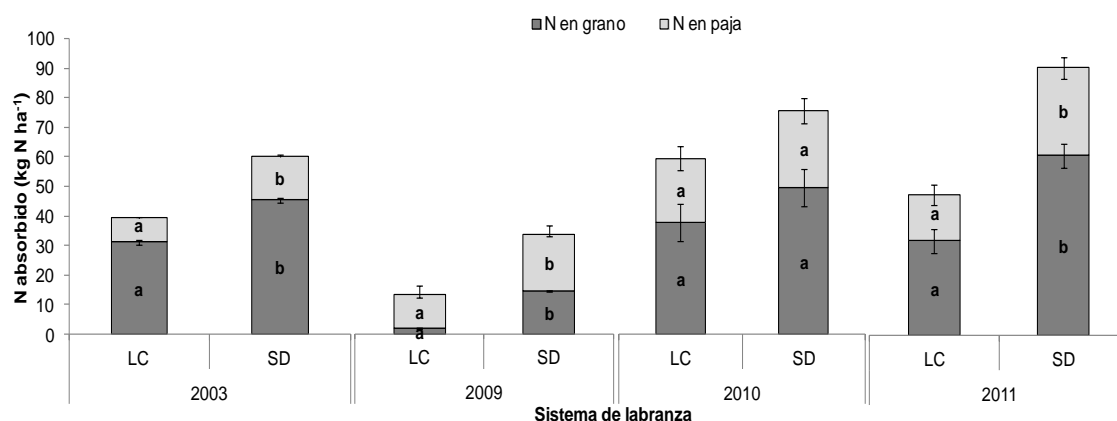
Cuando se analizó el efecto del tratamiento y del año sobre la absorción de N por la planta, se evidenciaron comportamientos diferentes según los años estudiados, por lo que se debió analizar el efecto del tratamiento en cada año de muestreo. Se observaron diferencias altamente significativas ($p < 0,001$) en la absorción de N en grano y en la paja a favor de la SD para los años 2003, 2009

y 2011. Sin embargo, en 2010 no se encontraron diferencias estadísticas, aunque sí, valores más elevados en SD (**Figura 42**).



Las barras verticales representan \pm error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas con $p < 0,05$ entre sistemas de labranzas.

Figura 41. Rendimiento de MS (grano+paja = MS total aérea) del trigo en 2003, 2009, 2010 y 2011.



Las barras verticales representan \pm error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas con $p < 0,05$ entre sistemas de labranzas

Figura 42. Nitrógeno (kg N ha^{-1}) absorbido en grano y remanente en rastrojos en ambos sistemas de labranza.

3.3. Contenido de nitrógeno orgánico

Se encontraron diferencias altamente significativas ($p < 0,001$) en las cantidades absolutas de Nt (Mg ha^{-1}) entre tratamientos y años (**Tabla 52**), para 0-5, 0-10 y 0-20 cm. Además, se detectó interacción en tratamiento x año, por lo que se analizó independientemente por profundidad y año. En 0-5 se detectaron

diferencias entre tratamientos en 2003, 2010 y 2011, sin embargo en 2009, no se detectaron estas diferencias, debido a que no hubo aporte de materia seca del cultivo antecesor por el manejo anteriormente mencionado. Por lo que, esta variable está influenciada por el aporte de materia seca de los cultivos (Domínguez et al., 2009), la cuál es muy dependiente de las condiciones climáticas. Lo mismo ocurrió en las profundidades de 0-10 y 0-20 cm. Igualmente en 2009 a pesar de no detectar diferencias significativas se observaron valores superiores a favor de la SD en 0-5 y 0-20 cm, sin embargo lo opuesto ocurrió en 0-10 cm posiblemente atribuido al aporte de biomasa por parte de las raíces (en el sistema con laboreo fue más fácilmente degradado). Generalmente, la cantidad de Nt bajo SD, supera en un 20 a un 35% al de LC, aunque esta diferencia se acentúa en los primeros cm del suelo, produciéndose estas diferencias por la acumulación de biomasa aérea (Mrabet et al., 2001).

Tabla 52. Cantidades absolutas de nitrógeno total (Mg ha^{-1}) y análisis estadístico (ANAVA) por profundidad según sistemas de labranza: siembra directa (SD) y labranza convencional (LC).

| Sistema de labranza | Prof. (cm) | 2003 | 2009 | 2010 | 2011 | Media | ds^a |
|---------------------|------------|------------------------------|----------------|---------------------|------|-------------|-------------|
| | | Mg N ha^{-1} | | | | | |
| SD | 0-5 | 1,27 | 0,93 | 1,04 | 0,92 | 1,04 | 0,16 |
| | 0-10 | 2,32 | 1,76 | 1,95 | 2,01 | 2,01 | 0,24 |
| | 0-20 | 4,15 | 3,33 | 3,58 | 3,98 | 3,76 | 0,37 |
| LC | 0-5 | 0,81 | 0,79 | 0,72 | 0,72 | 0,76 | 0,05 |
| | 0-10 | 1,75 | 1,72 | 1,49 | 1,52 | 1,62 | 0,13 |
| | 0-20 | 3,50 | 3,41 | 2,94 | 3,19 | 3,26 | 0,25 |
| ANAVA | | Trat.^b (T) | Año (A) | Inter. (TxA) | | | |
| | 0-5 | *** | *** | *** | | | |
| | 0-10 | *** | *** | ** | | | |
| | 0-20 | *** | *** | *** | | | |

Nt: cantidad absoluta de nitrógeno total (Mg ha^{-1}).^a ds , Desviación estándar. ^bTratamiento: sistema de labranza. *, **, ***, *ns*; diferencias significativas al 0,05; 0,01; 0,001 y no significativas, respectivamente.

3.4. Contenido de nitrógeno anaeróbico

El contenido de N en la capa de 0-5 cm del suelo fue mayor en SD en relación a LC, en concordancia a lo encontrado por otros autores (Mikha et al. 2006; Sharifi et al., 2008; Wyngaard et al., 2012); observándose tendencias similares durante los años estudiados (**Tabla 53**). Todos estos autores atribuyeron estos incrementos en N en la superficie a la conservación de los “pools” activos de la MO. Esto coincide con lo encontrado por Franzluebbbers et al. (1994) trabajando en un ensayo de largo plazo en Texas y para una profundidad de 0-50 cm, quienes atribuyeron este incremento en la capa más superficial al aumento de N por la conservación de fracciones activas o pasivas de la MO y podría estar relacionado con la reducción de la relación C:N (Paustian et al., 1992). Según Balesdent et al. (2000), este aumento estaría vinculado con un mayor “pool” lábil de N bajo SD. Los valores obtenidos promedios fueron 29,0 y 42,6 kg ha⁻¹ para LC y SD, respectivamente, es decir, un 47% mayor en el sistema SD. Esto coincide a lo hallado por Franzluebbbers & Arshad (1996), que llevaron a cabo los estudios de mineralización neta en los suelos semiáridos de Canadá en 0-20 y 0-50 cm de profundidad; en su caso, sin embargo, las diferencias eran del 20% y 66%, respectivamente. En todos los años, se observaron diferencias significativas entre los dos sistemas de labranza, excepto para 2009, posiblemente atribuido a la nula reposición de biomasa aérea del cultivo de maíz antecesor ya que fue pastoreado en su totalidad. Galantini et al. (2000) trabajando en un Haplustol Entico de la región semiárida, hallaron que cuando los residuos eran dejados sobre la superficie del suelo, se incorporan en la fracción de la MO lábil, aumentando de este modo el N lábil. Esto confirma en parte la hipótesis que proponía que la SD incrementa el N con respecto a LC.

Genovese et al. (2009) detectaron diferencias en Nan relacionados con la historia agrícola del suelo, independientemente del sistema de labranza. En este caso, la disminución observada en Nan fue más fuerte en SD que bajo LC para todas las profundidades. Las disminuciones fueron de aproximadamente 98% y 64%, respectivamente. Cuando se compararon los tres últimos años muestreados, se detectaron algunas variaciones con aumentos y disminuciones, lo que indicaría que Nan está estrechamente relacionada con el efecto año (Griffin, 2008).

Tabla 53. Cantidad de nitrógeno anaeróbico y análisis estadístico (ANAVA) por profundidad según sistemas de labranza: siembra directa (SD) y convencional (LC).

| Sistema de labranza | Prof. (cm) | 2003 | 2009 | 2010 | 2011 | Media | ds ^a |
|---------------------|------------|------------------------------|----------------|---------------------|-------|--------------|-----------------|
| | | kg Nan ha ⁻¹ | | | | | |
| SD | 0-5 | 64,1 | 32,4 | 29,1 | 44,8 | 42,6 | 15,8 |
| | 0-10 | 106,2 | 59,7 | 51,2 | 75,6 | 73,2 | 24,2 |
| | 0-20 | 180,0 | 90,8 | 107,8 | 113,0 | 122,9 | 39,2 |
| LC | 0-5 | 39,6 | 24,4 | 22,6 | 29,5 | 29 | 7,6 |
| | 0-10 | 78,1 | 46,0 | 41,9 | 53,5 | 54,9 | 16,2 |
| | 0-20 | 129,8 | 77,0 | 83,3 | 75,0 | 91,3 | 25,9 |
| ANAVA | | Trat.^b (T) | Año (A) | Inter. (TxA) | | | |
| | 0-5 | *** | *** | *** | | | |
| | 0-10 | *** | *** | ns | | | |
| | 0-20 | *** | *** | ns | | | |

Nan: cantidad de nitrógeno anaeróbico (kg ha⁻¹).^ads, Desvío estándar.^bTratamiento: sistema de labranza. *, **, ***, ns; diferencias significativas al 0,05; 0,01; 0,001 y no significativas, respectivamente.

Se observaron diferencias significativas entre los años, siendo 2003>2011>2009=2010. Para las demás profundidades estudiadas (**Tabla 53**), se observan diferencias significativas entre años y sistemas de labranza para 0-10 cm (p<0,001), sin evidencias de comportamientos diferentes. En el caso de la profundidad 0-20 cm se encontró diferencias altamente significativas entre los años y sistemas de labranza (p<0,001), con una tendencia semejante. Esto difiere de lo observado por Needelman et al. (1999), que por debajo de los 0-5

cm, no detectó diferencias entre ambos sistemas, posiblemente atribuido a la menor cantidad de años bajo estos sistemas de labranza. Esto coincide con lo encontrado para la capa superficial del suelo por otros autores (Moron & Sawchick, 2002; Fabrizzi et al., 2003), que propusieron al Nan como un indicador muy sensible de los cambios en las prácticas de manejo; sin embargo, en este estudio la sensibilidad no fue confirmada. Esto prueba la hipótesis propuesta que Nan permitió diferenciar un sistema de labranza del otro.

3.5. Nitrógeno en las fracciones orgánicas

Los contenidos promedios de NOPg, NOPf fueron superiores a favor de la SD en casi todas las profundidades y años (**Tabla 54**) con diferencias significativas ($p < 0,01$) en 2003, 2009 y 2010. Esto coincide a lo hallado por Fabrizzi et al. (2003) que encontraron una concentración de NOP superior bajo SD, para las fracciones particuladas con tamaño >212 y 212 a 53 micrones en la profundidad $0-7,5$ cm. Esto confirma la hipótesis de que en el largo plazo la SD incrementa el N en las fracciones orgánicas con respecto a LC en la profundidad de $0-5$ cm. Sin embargo, la acumulación no pudo ser confirmada debido a las variaciones de las fracciones orgánicas entre años.

En 2011, se observó lo mismo para todas las profundidades estudiadas. En el año 2009 las reducciones del N en las fracciones orgánicas fueron más acentuadas en SD en los primeros cm del suelo ($0-5$ y $0-10$ cm). Esto es posiblemente atribuido, a la mayor actividad de los microorganismos en SD (Mrabet et al., 2001; St. Luce et al., 2011), debido al mayor contenido de humedad y la mayor relación C:N. Otro caso contrastante fue lo ocurrido en 2011 para $0-10$ y $0-20$ cm, donde los valores de NOPg en SD fueron inferiores a los de LC, ocasionado por las condiciones climáticas (precipitaciones+ T, **Figura 40**)

durante los primeros meses del año, que produjeron una mayor tasa de descomposición de la MO y de los residuos (Mrabet et al., 2001), por la distribución homogénea que se produce con el laboreo del suelo a diferentes profundidades (Motta et al., 2002).

Tabla 54. Contenido absoluto (Mg N ha⁻¹) de nitrógeno en las fracciones orgánicas y análisis estadístico (ANAVA) según sistema de labranza y año por profundidad.

| Año | Prof. (cm) | SD | | LC | |
|-----------------------|------------|------------------------|---------|--------------|-------|
| | | NOPg | NOPf | NOPg | NOPf |
| Mg N ha ⁻¹ | | | | | |
| 2003 | 0-5 | 0,082 | 0,126 | 0,050 | 0,066 |
| | 0-10 | 0,135 | 0,299 | 0,092 | 0,181 |
| | 0-20 | 0,181 | 0,606 | 0,124 | 0,504 |
| 2009 | 0-5 | 0,101 | 0,252 | 0,050 | 0,150 |
| | 0-10 | 0,139 | 0,507 | 0,107 | 0,328 |
| | 0-20 | 0,169 | 0,810 | 0,159 | 0,600 |
| 2010 | 0-5 | 0,095 | 0,271 | 0,039 | 0,167 |
| | 0-10 | 0,132 | 0,501 | 0,087 | 0,370 |
| | 0-20 | 0,167 | 1,001 | 0,130 | 0,754 |
| 2011 | 0-5 | 0,076 | 0,164 | 0,067 | 0,100 |
| | 0-10 | 0,107 | 0,320 | 0,125 | 0,226 |
| | 0-20 | 0,138 | 0,693 | 0,157 | 0,410 |
| ANAVA | | Trat. ^a (T) | Año (A) | Inter. (TxA) | |
| NOPg | 0-5 | ** | ** | ** | |
| | 0-10 | ** | *** | *** | |
| | 0-20 | ** | * | ** | |
| NOPf | 0-5 | *** | ** | ns | |
| | 0-10 | ** | ** | ns | |
| | 0-20 | * | ** | ns | |

SD, siembra directa; LC, labranza convencional; NOPg, nitrógeno de la materia orgánica particulada gruesa; NOPf, nitrógeno de la materia orgánica particulada fina.^aTratamiento: sistema de labranza. *, **, ***, ns; diferencias significativas al 0,05; 0,01; 0,001 y no significativas, respectivamente.

3.6. Relaciones carbono-nitrógeno de las diferentes fracciones

En general, La relación C:N estuvo de acuerdo a lo informado por Benbi et al. (2014), que reportó mayores valores de C:N en la fracción particulada más gruesa (250-2000 micrones) con respecto a la fracción particulada fina (53-250 micrones), sugiriendo que la fracción más gruesa es más descomponible que la particulada fina. Estos autores sugirieron que la incorporación de C de los residuos de cultivos, primeramente se transforma para formar parte de la

fracción particulada gruesa y luego progresivamente se siguen descomponiendo hasta compuestos más estables en la fracción particulada fina.

Los menores valores de C:N para ambas fracciones de tamaño de partícula, fueron debido al momento en que se muestrearon los suelos, ya que se realizó en macollaje del trigo (Z22). Por lo que ya que los residuos de los cultivos antecesores que en la mayoría de los años muestreados fue trigo, tuvieron un alto grado de humificación. En SD, la mayor parte del N es retenido en las células microbianas y luego convertidas en sustancias recalcitrantes, mientras que el C se reduce progresivamente, resultando en una disminución de la relación C:N a medida que avanza con la descomposición, consiguiendo una liberación del N por mineralización (Silgram & Shepherd, 1999).

En (C:N)_g, evaluando todas las profundidades, se observaron interacciones significativas entre los años y sistemas de labranzas, debido al aporte diferencial de los cultivos durante los años muestreados (**Tabla 55**). Cuando se lo analizó anualmente, en 2003, 2009 y 2011 se observaron diferencias significativas ($p < 0,001$) entre tratamientos siendo superiores en LC. Esto coincidió a lo encontrado por Zibilske et al. (2002), en un Calciustol Típico evaluando tres sistemas de labranzas diferentes en Texas. Caso contrario ocurrió en 2010 donde se encontraron valores superiores para SD. La relación C:N de la fracción particulada fina (53-100 micrones), no demostró tener diferencias ($p > 0,05$) entre LC y SD, sin embargo, se pudo evaluar diferencias entre los años, siendo 2010= 2009 < 2011 < 2003.

Tabla 55. Relaciones carbono-nitrógeno en las distintas fracciones orgánicas y análisis estadístico (ANAVA) según sistema de labranza, profundidad y año.

| Año | Prof. (cm) | SD | | LC | |
|--------|------------------------|---------|--------------|--------|--------|
| | | (C:N)g | (C:N)f | (C:N)g | (C:N)f |
| 2003 | 0-5 | 22,0 | 17,0 | 24,0 | 21,8 |
| | 0-10 | 17,8 | 14,0 | 25,0 | 15,6 |
| | 0-20 | 16,6 | 12,4 | 24,2 | 10,6 |
| 2009 | 0-5 | 11,9 | 6,1 | 14,0 | 7,2 |
| | 0-10 | 11,5 | 5,4 | 15,0 | 7,2 |
| | 0-20 | 12,4 | 7,0 | 15,1 | 8,1 |
| 2010 | 0-5 | 24,2 | 6,4 | 23,7 | 7,0 |
| | 0-10 | 24,2 | 6,5 | 22,5 | 6,6 |
| | 0-20 | 24,9 | 6,7 | 23,1 | 6,8 |
| 2011 | 0-5 | 10,6 | 11,3 | 14,7 | 10,7 |
| | 0-10 | 11,6 | 12,1 | 15,3 | 9,4 |
| | 0-20 | 12,4 | 10,5 | 15,7 | 10,2 |
| ANAVA | Trat. ^a (T) | Año (A) | Inter. (TxA) | | |
| (C:N)g | *** | *** | *** | | |
| (C:N)f | <i>ns</i> | *** | <i>ns</i> | | |

SD, siembra directa; LC, labranza convencional; (C:N)g, relación carbono-nitrógeno de la fracción gruesa (100-2000 micrones); (C:N)f, relación carbono-nitrógeno de la fracción media (53-100 micrones).^aTratamiento: sistema de labranza. *, **, ***, *ns*; diferencias significativas al 0,05; 0,01; 0,001 y no significativas, respectivamente.

3.7. Relaciones entre el nitrógeno anaeróbico, el nitrógeno absorbido por el cultivo, carbono, nitrógeno y las relaciones carbono-nitrógeno.

Al analizar la relación entre los parámetros estudiados se observaron altas correlaciones entre todas las variables para los dos sistemas de labranza (**Tabla 56**).

En 0-5 cm (**Figura 43**), en SD se observaron correlaciones elevadas y altamente significativas ($p < 0,001$) del Nan con (C:N)f ($r = 0,98$), NOPf ($r = -0,94$) y COPf ($r = 0,90$) (**Tabla 56**). En 0-10 cm, las correlaciones del Nan con estas variables continuaron siendo elevadas y altamente significativas ($p < 0,01$) pero fueron en detrimento. Lo mismo ocurrió en 0-20 cm, donde se observó una disminución con una menor significación ($p < 0,05$). También, se observaron relaciones elevadas y significativas ($p < 0,01$) del Nan con Nt en las profundidades de 0-10 y 0-20 cm, con coeficientes r similares ($r = 0,77$).

Para LC se observaron similares correlaciones del Nan con COPg ($r= 0,75$; $0,72$), COPf ($r=0,67$; $0,66$) y NOPf ($r=-0,83$; $0,85$) en 0-5 y 0-10 cm. Además se encontró una elevada correlación altamente significativa del Nan con la (C:N)f. Comparando con SD, en este sistema de labranza para 0-20 cm se hallaron correlaciones del Nan significativas e inversas con NOPg ($r=-0,75$) y positivas con COPg ($r=0,65$) y COPf ($r=0,66$) (Tabla 56). También, se detectaron elevadas correlaciones del Nan con el C de la fracción más gruesa en 0-10 cm, debido a la distribución homogénea de la MOP que se produce bajo este sistema en profundidad, la cual es más susceptible a la degradación por los microorganismos y resultando en una mayor transformación de estas fracciones particuladas en compuestos más estables.

Tabla 56. Correlaciones de Pearson entre nitrógeno anaeróbico con nitrógeno absorbido por el cultivo, carbono, nitrógeno y relaciones carbono-nitrógeno en las fracciones orgánicas de la materia orgánica

| Prof. (cm) | Sist. Lab. | NOPg | NOPf | COPg | COPf | COT | Nt | C:N | (C:N)g | (C:N)f | Nabs |
|------------------------------------|------------|-------|-------|-------|------|------|------|-------|--------|--------|-------|
| Correlación de Pearson (r) con Nan | | | | | | | | | | | |
| 0-5 | SD | -0,69 | -0,94 | -0,09 | 0,90 | 0,46 | 0,61 | -0,44 | 0,14 | 0,98 | 0,07 |
| | (p-valor) | * | *** | ns | *** | ns | * | ns | ns | ns | ns |
| 0-5 | LC | 0,25 | -0,83 | 0,75 | 0,67 | 0,73 | 0,47 | 0,49 | 0,30 | 0,85 | 0,004 |
| | (p-valor) | ns | *** | ** | * | ** | ns | ns | ns | *** | ns |
| 0-10 | SD | -0,05 | -0,86 | 0,15 | 0,79 | 0,61 | 0,77 | -0,45 | -0,16 | 0,88 | 0,01 |
| | (p-valor) | ns | *** | ns | ** | * | ** | ns | ns | *** | ns |
| 0-10 | LC | -0,13 | -0,85 | 0,72 | 0,66 | 0,69 | 0,49 | 0,45 | 0,52 | 0,94 | -0,09 |
| | (p-valor) | ns | *** | ** | * | * | ns | ns | ns | *** | ns |
| 0-20 | SD | 0,43 | -0,60 | 0,16 | 0,68 | 0,50 | 0,77 | -0,61 | 0,07 | 0,76 | 0,17 |
| | (p-valor) | ns | * | ns | * | ns | ** | * | ns | ** | ns |
| 0-20 | LC | -0,75 | -0,15 | 0,65 | 0,66 | 0,43 | 0,45 | -0,16 | 0,72 | 0,50 | 0,03 |
| | (p-valor) | ** | ns | * | * | ns | ns | ns | ** | ns | ns |

SD, siembra directa; LC, labranza convencional; Nan, nitrógeno anaeróbico (kg ha^{-1}); NOPg, nitrógeno de la materia orgánica particulada gruesa; NOPf, nitrógeno de la materia orgánica particulada fina; COPg, carbono orgánico particulado grueso; COPf, carbono orgánico particulado fino; COT, carbono orgánico total; Nt, nitrógeno total; C:N, relación carbono-nitrógeno del suelo; (C:N)g, relación carbono-nitrógeno de la fracción gruesa (100-2000 micrones); (C:N)f, relación carbono-nitrógeno de la fracción media (53-100 micrones); Nabs, N absorbido por cultivo de trigo en madurez fisiológica. *, **, ***, ns; correlaciones significativas al 0,05; 0,01, 0,001 y no significativas, respectivamente.

En ambos sistemas de labranza para la mayoría de las profundidades estudiadas, las elevadas correlaciones positivas y negativas con COPf y NOPf, respectivamente, se explican que con la elevada correlación con la relación (C:N)_f de esta fracción. El rango de esta relación osciló entre 6 y 21, y de acuerdo a lo planteado por Enwesor (1976), Haynes (2005) y Galantini et al. (2006a), la relación C:N debe ser menor a 25 para que ocurra la mineralización de N. Cuando es menor a este umbral como sería el caso de esta fracción, los microorganismos carecen de energía y se produce la liberación de N proveniente de la mineralización (Harmsen & Van Schreveu, 1955; Jones & Parsons, 1970). De acuerdo con Janssen (1996), la relación C:N de los microorganismos es menor a 8, en particular las bacterias heterotróficas poseen una relación C:N menor a la citada. El Nan consiste del NH₄ soluble junto al NH₄ mineralizado (St. Luce et al., 2011), y la amonificación es llevada a cabo exclusivamente por microorganismos heterótrofos que utilizan al C de los polisacáridos como sustrato energético (Benbi & Richter, 2002). En esto radica la importancia de la relación C:N ya que determina si los microorganismos tienen limitaciones de C o N (Bengtsson et al., 2003). Además, con bajas relaciones C:N se produce un reflujo de NH₄ disponible debido a la deaminación de fuentes de CO (Benbi & Richter, 2002).

La elevada correlación del Nan con el COPf, indicaría la importancia de esta fracción medianamente transformada y todavía lábil, para aumentar el N₀. Wyngaard (2010), trabajando en suelos del sudeste bonaerense encontró una estrecha correlación entre el Nan y el COP (>50 micrones) en 0-5 cm obteniendo un r=0,82. Según Srinivasan et al. (2012), el COP debería proveer una fuente de energía rápidamente accesible por los microorganismos, pudiendo incrementar

la velocidad del ciclado de los nutrientes. Por su parte, Cookson et al. (2005) la comunidad microbiana está regulada por la fracciones lábiles de N. Sin embargo, en este trabajo se observó que tanto las fracciones orgánicas de C como las de N son las responsables de esta regulación. Frankenberger & Abdelmagid (1985) y Janssen (1996) destacaron la importancia de la relación C:N del suelo y su relevancia sobre los procesos de mineralización e inmovilización, sin embargo, en este estudio la relación C:N del suelo entero no fue relevante.

Bajo SD, la correlación del Nan con la (C:N)_f decreció en profundidad, demostrando una estratificación de las fracciones más lábiles, mientras que en LC la misma relación C:N fue similar en 0-5 y 0-10 cm, porque la profundidad de labor fue de 15 cm.

No se evidenciaron relaciones entre el Nan a las diferentes profundidades en ambos sistemas de labranza con el N absorbido por el cultivo de trigo para los años estudiados ($p > 0,05$) en oposición a lo hallado por Chalk & Waring (1970). Esto es principalmente debido a que la disponibilidad de agua no permitió la absorción del N que era mineralizado durante la estación de crecimiento. Sin embargo, cuando no se tuvo en cuenta al año 2009, que fue un año climáticamente atípico y presentó mucha variabilidad en los datos obtenidos, esta tendencia se modificó solamente para LC, encontrándose relaciones inversas y elevadas entre el N absorbido y el Nan en 0-5 y 0-10 cm ($r > -0,80$). Esto podría estar relacionado con la absorción de N proveniente del Nan, es decir en forma disponible, en LC supera a la de SD por las condiciones generadas por el laboreo, donde se produce una mayor velocidad de liberación de N en forma disponible que puede ser absorbido por la planta más rápidamente.

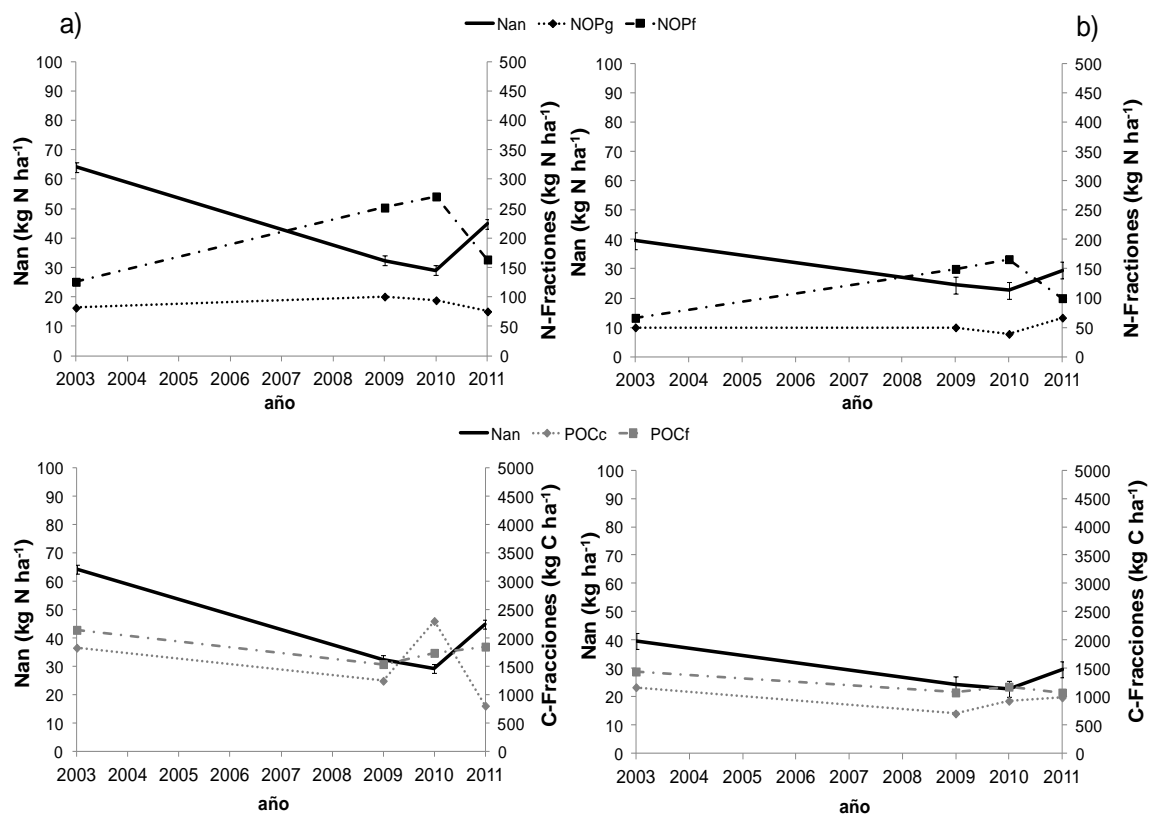


Figura 43. Dinámica del nitrógeno anaeróbico (Nan) con las fracciones orgánicas de nitrógeno y carbono (NOPg, NOPf, COPg, COPf) para a) siembra directa (SD) y b) labranza convencional (LC), para la capa más superficial del suelo.

La fracción activa del N (% de Nan del Nt), fue similar en ambos sistemas de labranzas en 0-5 y 0-10 cm, con valores promedios de 4,0 y 3,5%, respectivamente. Mientras que en 0-20 cm, se observaron diferencias significativas entre sistemas, con valores de 3,2 y 2,8% para SD y LC, respectivamente. Con respecto a los años, se encontraron diferencias significativas ($p < 0,01$) sin interacción significativa ($p > 0,05$) entre sistema de labranza y año (**Tabla 57**). Estos valores hallados de fracción activa se encuentran en los rangos reportados por Keeney (1982) y Jalil et al. (1996), con rangos menores al 10% del Nt, sin embargo, Stanford & Smith (1972) establecieron rangos de fracción activa superiores, entre el 5 y 40% del Nt.

Las significativas y elevadas relaciones entre Nan y Nt en SD comparado a LC, estuvieron en concordancia a lo informado por Schomberg et al. (2009), en nueve suelos del sudeste de EE.UU comparando diferentes sistemas de labranza para 0-15 cm.

La mayor correlación hallada entre Nan y COT en LC para 0-5 y 0-10 cm, se puede explicar, por la distribución más homogénea de la MOP que ocurre por la labranza en profundidad y la menor descomposición de residuos o a la mayor oxidación de la MO en LC (Galantini et al., 2006a).

Tabla 57. Fracción activa del nitrógeno (Nan/Nt*100) y análisis estadístico (ANOVA) por profundidad según sistemas de labranza: siembra directa (SD) y convencional (LC).

| Sistema de labranza | Prof. (cm) | 2003 | 2009 | 2010 | 2011 | Media | ds ^a |
|---------------------|------------|------------------------|---------|--------------|------|------------|-----------------|
| | | % | | | | | |
| SD | 0-5 | 5,1 | 3,5 | 2,8 | 4,9 | 4,1 | 1,1 |
| | 0-10 | 4,6 | 3,4 | 2,7 | 3,8 | 3,6 | 0,8 |
| | 0-20 | 4,3 | 2,7 | 3,0 | 2,8 | 3,2 | 0,8 |
| LC | 0-5 | 4,9 | 3,1 | 3,2 | 4,1 | 3,8 | 1,0 |
| | 0-10 | 4,5 | 2,7 | 2,8 | 3,5 | 3,4 | 0,8 |
| | 0-20 | 3,7 | 2,3 | 2,8 | 2,4 | 2,8 | 0,7 |
| ANOVA | | Trat. ^b (T) | Año (A) | Inter. (TxA) | | | |
| | 0-5 | <i>ns</i> | *** | <i>ns</i> | | | |
| | 0-10 | <i>ns</i> | *** | <i>ns</i> | | | |
| | 0-20 | * | *** | <i>ns</i> | | | |

^ads, Desvío estándar. ^bTratamiento: sistema de labranza. *, **, ***, *ns*; diferencias significativas al 0,05; 0,01; 0,001 y no significativas, respectivamente.

4. Conclusiones

Las fracciones lábiles de la MO del suelo son altamente dependientes del aporte de los residuos y de las condiciones climáticas para su descomposición. Por su parte, la producción de residuos por parte de los cultivos es limitada en estos ambientes. En este estudio, el sistema de labranza modificó las fracciones orgánicas en el largo plazo, con una mayor protección de las lábiles bajo SD.

A pesar de lograr un mejor entendimiento del ciclo del N en estos ambientes, no fue posible evaluar los efectos del sistema de labranza en la disponibilidad de N para el cultivo por el Nan.

Todas las fracciones orgánicas de C y N en las primeras capas del suelo, aumentan la fracción activa de la MO, afectando directamente al Nan. Esto permite conocer la dinámica del N en mayor detalle y verificar los efectos del sistema de labranza sobre la disponibilidad de N. Bajo condiciones secas, el N lábil se mineralizará lentamente y su absorción por el cultivo se reducirá al mínimo. Esto prueba que en estos ambientes, el N no sería el factor principal que limita la producción del cultivo.

Para las condiciones particulares de este estudio, el Nan mostró diferencias entre los dos sistemas de labranza siempre a favor de SD, por lo que podría ser utilizado como un indicador para comparar los manejos estudiados.

En suelos con condiciones similares, la relación C:N de la fracción particulada fina podría utilizarse como un indicador del N potencialmente mineralizable.

Con el fin de hacer un uso eficiente de los fertilizantes nitrogenados, es necesario un diagnóstico preciso y fiable. Para este caso en particular, es necesario trabajos adicionales para hacer los ajustes apropiados en la fertilización nitrogenada.

Capítulo VI

Principales contribuciones

Los resultados obtenidos de esta investigación, permitirán conocer y manejar de manera más eficiente el N en sistemas con trigo en ambientes con limitantes climáticas, de manera de optimizar la productividad del agroecosistema. Los diferentes estudios realizados abordaron, desde diferentes puntos de vista, la dinámica del N en situaciones diversas y manejos agronómicos propios de la región que comprende el SOB. Los resultados obtenidos tanto a campo como en el laboratorio, permitieron extraer las siguientes conclusiones e implicancias más importantes.

Conclusiones Generales

Hipótesis I

“utilizando índices rápidos combinados con propiedades edáficas se logra una mejor predicción del N potencialmente mineralizable en suelos franco-francoarenosos del SOB”.

Se pudo identificar el Nan como un indicador del proceso de mineralización, para suelos con larga historia agrícola bajo SD. Mediante una técnica sencilla y de corta duración se podría estimar, junto a otros parámetros edáficos, el potencial de mineralización de N de suelos ubicados en ambientes semiáridos y subúmedos, con una prolongada historia agrícola con cultivos invernales.

Además, se pudo comprobar la importancia de las fracciones más lábiles del C y del N sobre el N potencialmente mineralizable obtenido en el laboratorio, debido a que es un proceso llevado a cabo por microorganismos.

Hipótesis II

“es necesaria la medición de la mineralización a campo para calibrar los índices rápidos de mineralización en suelos de ambientes semiáridos y subúmedos”

Debido a que en los sitios experimentales ubicados en estos ambientes, en general se reducen las diferentes vías de pérdidas de N, el método más exacto para estimar la mineralización, sería la medición del mismo en el campo durante

el ciclo del cultivo. Es por eso que se planteó el uso de esta metodología en una amplia gama de suelos con características edafoclimáticas diferentes bajo SD en el SOB. Nuevamente, encontramos al Nan como el mejor estimador de la mineralización a campo. Este, junto a otros índices de mineralización y parámetros edáficos permitieron predecir la mineralización, con mayor precisión cuando se consideró al ambiente y al cultivo antecesor. Además, se observaron tendencias claras que nos permiten inferir la importancia de considerar las fracciones lábiles de la MO en el mediano plazo y la del N en el corto plazo, durante el ciclo del cultivo y su influencia sobre la productividad de los cultivos. El conocimiento del N proveniente de la MO, permitirá realizar un balance más preciso de las necesidades de fertilizante optimizando las aplicaciones.

Hipótesis III

“aplicando los fertilizantes nitrogenados en estadios más avanzados, como en macollaje, se aumenta la eficiencia del uso del N. Esto sería favorecido por un mayor rendimiento, siendo mayor en ambientes subhúmedos en comparación a los semiáridos. Esto produciría un aumento en las eficiencias del uso del N, ya que este estaría suministrado en los períodos de máximos requerimientos por el trigo y donde las condiciones favorecerían su absorción por el cultivo”

En este caso se refutó en parte esta hipótesis debido a que la aplicación de N al macollaje estuvo supeditada a las condiciones climáticas del año en particular. Sólo se obtuvieron mayores rendimientos con la dosis al macollaje, en el ambiente semiárido, cuando las precipitaciones superaron ampliamente la media histórica. En el ambiente subhúmedo no se encontró ningún efecto diferencial del N aplicado al macollaje del cultivo. En estos ambientes el estrés sobre el cultivo se genera durante el período crítico del mismo, es decir, en el período de llenado del grano. Comparando ambos ambientes, no se hallaron efectos de la aplicación del N al macollaje sobre la EUN y la EUA, debido a una mayor provisión inicial de N inorgánico en la zona semiárida.

En general, se encontró una buena dotación de N al momento de la siembra con respecto a los rendimientos potenciales (1500- 2000 kg trigo ha⁻¹) con una humedad del suelo próxima a la capacidad de campo. Con la aplicación N, se produjo un crecimiento vigoroso inicial de MS que aumentó la eficiencia del uso del agua, sin embargo, en estadios más avanzados con déficit hídrico, sumado a

las elevadas temperaturas diurnas y nocturnas, no permitieron una adecuada removilización de fotoasimilados y N de órganos vegetales hacia el grano. Esto generó una merma en el rendimiento en la mayoría de los años, impidiendo una respuesta del grano a la fertilización nitrogenada.

Hipótesis IV

“las estimaciones obtenidas a partir del uso del clorofilómetro van a estar más vinculadas a la cantidad de N cosechado en el trigo que al rendimiento del grano y las diferencias en rendimiento y calidad van a ser menores entre variedades”

El clorofilómetro fue un indicador promisorio del N cosechado, sin embargo, en esta región con variabilidad climática, no sería una herramienta certera para predecir el contenido de N del grano de trigo. De todas formas fue una herramienta útil para estimar el N disponible necesario para la siembra del trigo y para conocer el estado nutricional de la planta. Esta información se verificó cuando se compararon dos ensayos a campo y uno en macetas, en diferentes años bajo condiciones controladas, y una misma variedad de trigo.

Además, se pudo comprobar a nivel global -a pesar de que individualmente las variedades se comportaron diferentes- que las lecturas de Spad junto con el N disponible (N inorgánico+ N fertilizantes) permitieron incrementar la predicción de la eficiencias de uso del N (para MS y grano) y la eficiencia fisiológica del trigo.

Hipótesis V

“en el largo plazo la SD incrementa el N en las fracciones orgánicas lo que incrementa el Nan, afectando la disponibilidad de N y la productividad del cultivo”

Las fracciones lábiles de la MO del suelo son altamente dependientes del aporte de los residuos y de las condiciones climáticas para su descomposición. Por su parte la producción de residuos por los cultivos es limitada en estos ambientes, debido a que se generan bajos rendimientos tal lo descrito anteriormente. En este capítulo donde se observó el efecto del sistema de labranza en un ensayo de largo plazo, se encontraron valores superiores del N orgánico y de todas sus fracciones bajo SD en la comparación durante cuatro años. Sin embargo, no fue posible evaluar los efectos del sistema de labranza en la disponibilidad de N para el cultivo mediante la aplicación del Nan. Posiblemente bajo condiciones

secas, el N lábil se mineralizará lentamente y su absorción por el cultivo de reducirá al mínimo. Esto nos permitió concluir que con el fin de optimizar la fertilización nitrogenada hacen falta estudios adicionales para hacer los ajustes apropiados. Por su parte el Nan, con diferencias entre sistemas de labranzas, sería un indicador de la fertilidad potencial, no necesariamente asociado con el rendimiento.

Bibliografía

- Abril, A; P Salas; E Lovera; S Kopp & N Casado-Murillo. 2005. Efecto acumulativo de la siembra directa sobre algunas características del suelo en la región semiárida central de la Argentina. *Ciencia del Suelo* 23:179-188.
- Acosta, V & MA Tabatabai. 2001. Tillage and residue management effects on arylamidase activity in soils. *Biology and Fertility of Soil* 34: 21–24.
- Adams, F & JB Martin. 1984. Liming effect on nitrogen use efficiency. En: Hauck, RD (ed.). *Nitrogen in crop production*. Pp. 417-426. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, y Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Albanesi, A; A Anriquez; C Kunst & C Lopez. 2003. Calidad de suelo. Propiedades biológicas y evaluación en ecosistemas semiáridos. En: Albanesi, A et al. (eds.). *Microbiología Agrícola. Un aporte de la investigación argentina*. Editorial Universidad Nacional de Santiago del Estero.
- Alvarez, R & HS Steinbach. 2010. Modeling apparent nitrogen mineralization under field conditions using regressions an artificial neural networks. *Agronomy Journal* 103: 1159-1168.
- Andrade, MI; L Iezzi & P Laporta. 2009. Sequías en el sudoeste bonaerense: vulnerabilidad e incertidumbre. *Geograficando* 5(5): 213-233.
- Andrián, ML; RJ Melchiori; OP Caviglia; P A Barbagelata & OF Paparotti. 2001. Evaluación de la nutrición nitrogenada en trigo por medio de un índice de verdor en hojas. *Actas V Congreso Nacional de Trigo – III Simposio Nacional de Cereales de Siembra Otoño - Invernal*. 25-28 de septiembre de 2011. Carlos Paz, Córdoba, Argentina. En CD.
- Andriulo, A; J Galantini; C Pecorari & E Torioni. 1990. Materia orgánica del suelo en la región pampeana. I. Un método de fraccionamiento por tamizado. *Agrochimica* XXXIV(5-6): 475-489.
- Angás, P; J Lampurlanés & C Cantero-Martínez. 2006. Tillage and N fertilization effects on N dynamics and barley yield under semiarid Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research* 87: 59-71.
- Angers, DA & GR Mehuys. 1989. Effects of cropping on carbohydrate content and water-stable aggregation of a clay soil. *Canadian Journal of Soil Science* 69: 373–380.
- Angers, DA; N Bissonnette; A Logbre & N Samson. 1993. Microbial and biochemical changes induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Canadian Journal of Soil Science* 73: 39-50.
- Angus, JF & RA Fisher. 1991. Grain and protein responses to nitrogen applied to wheat growing on a red earth. *Australian Journal of Agriculture Research* 42: 735-746.
- Arregui, LM; B Lasa; A Lafarga; I Irañeta; E Baroja & M Quemada. 2006. Evaluation of chlorophyll meters as tools for N fertilization in winter wheat under humid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy* 24: 140-148.
- Austin, AT; L Yahdjian; JM Stark; J Belnap; A Porporato; U Norton; DA Ravetta & SM Schaeffer. 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecología* 141: 221–235.
- Balesdent, J; C Chenu & M Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* 53: 215-230.
- Baligar, VC; NK Fageria & ZL He. 2001. Nutrient use efficiency in Plants. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32: 921-950.
- Balzarini, MG; L Gonzalez; M Tablada; F Casanoves; JA Di Rienzo & CW Robledo. 2008. *Infostat. Manual del Usuario*. Editorial Brujas, Córdoba, Argentina.
- Banerjee, MR; DL Burton & CA Grant. 1999. Influence of urea fertilization and urease inhibitor on the size and activity of the soil microbial biomass under conventional and zero tillage at two sites. *Canadian Journal of Soil Science* 79: 255–263.
- Bábaro, N; M López; S Melaj; R Bergh; H Echeverría & T Loewy. 1999. Influencia del

- momento de aplicación en la eficiencia de fertilización nitrogenada en cultivos de trigo. Actas XIV Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Noviembre 1999. Pucón, Chile.
- Barbieri, PA; HR Sainz Rozas & HE Echeverría. 2008. Time of nitrogen application affects nitrogen use efficiency of wheat in the humid pampas of Argentina. *Canadian Journal of Plant Science* 88: 849-857.
- Barbieri, PO; HE Echeverría & H Sainz Rozas. 2009. Nitratos en el suelo a la siembra o al macollaje como diagnóstico de la nutrición nitrogenada en trigo en el Sudeste Bonaerense. *Ciencia del Suelo* 27: 41-47.
- Barbottin, A; C Lecomte, C Bouchard & MH Jeuffroy. 2005. Nitrogen remobilization during grain filling in wheat: genotypic and environmental. *Crop Science* 45: 1141-1150.
- Baumer, R. 1996. Fertilización y sistemas de laboreo e implantación. Tercer Seminario de Actualización Técnica. Fertilización de cultivos extensivos y Forrajeras. CPIA-SRA.
- Bavec, F & M Bavec. 2001. Chlorophyll meter readings of winter wheat cultivars and grain yield prediction. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32: 2709-2719.
- Benbi, DK & J Richter. 2002. A critical review of some approaches to modeling nitrogen mineralization. *Biology and Fertility of Soils* 35: 168-183.
- Benbi, DK; AS Toor & S Kumar. 2012. Management of organic amendments in rice-wheat cropping system determines the pool where carbon is sequestered. *Plant and Soil* 360(1-2): 145-162.
- Benbi, DK; AK Boparai & K Brar. 2014. Decomposition of particulate organic matters more sensitive to temperature than the mineral associated organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 70: 183-192.
- Bengtsson, G; P Bengtson & KF Månsson. 2003. Gross nitrogen mineralization-, immobilization-, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 143-154.
- Birch, HF. 1958. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil* 10: 9-31.
- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk density. En: Klute, A (ed.) *Methods of soil analysis. Part 1. 2° edición. Agronomy Monograph N°9*. Pp. 363-375. American Society of Agronomy y Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Blankenau, K; H Kuhlmann & HW Olf. 2000. Effect of increasing rates of 15N-labelled fertilizer on recovery of fertilizer N in plant and soil N pools in a pot experiment with winter wheat. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163: 475-480.
- Bohn, HL; BL McNeal & GA O'Connor. 1985. *Soil chemistry, 2° edición*. P. 341. Editorial John Wiley and Sons, Nueva York, Estados Unidos.
- Bono, A.; JC Montoya & FJ Babinec. 2000. Dosis y momentos de fertilización en trigo en la Región Semiárida Pampeana. Actas XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 11-14 de abril de 2000. Mar del Plata, Argentina.
- Bono, A; R Alvarez; DE Buschiazzi & RE Cantet. 2008. Tillage effects on soil carbon balance in a semiarid agroecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 72: 1140-1149.
- Bono, A & R Alvarez. 2013. Nitrogen mineralization in a coarse soil of the semi-arid Pampas of Argentina. *Archives of Agronomy and Soil Science* 59(2): 259-272.
- Boone, RD. 1994. Light-fraction soil organic matter: origin and contribution to net nitrogen mineralization. *Soil Biology & Biochemistry* 26: 1459-1468.
- Bowerman, BL & RT O'Connell. 1990. *Linear statistical models: An applied approach. 2° edición*. Editorial Duxbury Press, Belmont, California, Estados Unidos.
- Bray, R & L Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Science* 59: 39-45.
- Bremner, JM. 1996. Nitrogen- Total. En: Sparks, DL (ed.) *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods. Chapter 37*. Pp. 1085-1121. American Society of Agronomy,

- Soil Science Society of America y Crop Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Bremner, JM & CS Mulvaney. 1982. Nitrogen total. En: Page, AL *et al.* (eds.) *Methods of Soils Analysis. Part 2. Agronomy 9.* 2° edición. Pp. 595-624. American Society of Agronomy y Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Bundy, LG & JJ Meisinger. 1994. Nitrogen availability Indices. En: Weaver, RW *et al.* (eds.). *Methods of soil Analysis. Part 2, Microbiological and Biochemical Properties* N° 5. Pp. 951-984. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Buschiazzo, D; J Panigatti & P Unger. 1998. Tillage effects on soil properties and crop production in the subhumid and semiarid Argentinean Pampas. *Soil and Tillage Research* 49: 105–116.
- Bushong, JT; RJ Norman; WJ Ross; NA Slaton; CE Wilson & EE Gburr. 2007. Evaluation of several indices of potentially mineralizable soil nitrogen. *Communications of Soil Science and Plant Analysis* 38: 2799–2813.
- Cabrera, ML. 1993. Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. *Soil Science Society of America Journal* 57: 63-66.
- Cabrera, ML. 2007. Mineralización y Nitrificación: Procesos Claves en el Ciclo del Nitrógeno. *Informaciones Agronómicas* 34: 1-9.
- Cabrera, ML & DE Kissel. 1988. Evaluation of a method to predict nitrogen mineralized from soil organic matter under field conditions. *Soil Science Society of America Journal* 52: 1027-1031.
- Cabrera, ML; DE Kissel & MF Vigil. 1994. Potential nitrogen mineralization: laboratory and field evaluation En: Harvin, JL (ed.). *Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations.* Pp. 15-30. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Calviño, P; HE Echeverria & M Redolatti. 2002. Diagnóstico de nitrógeno en trigo con antecesor soja bajo siembra directa en el sudeste bonaerense. *Ciencia del Suelo* 20: 36-42.
- Cambardella, CA & T Elliott. 1992. Particulate organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal* 56: 777-783.
- Campbell, CA; W Jame & GE Winkleman. 1984. Mineralization rate constants and their use for estimating nitrogen mineralization in some canadian prairie soils. *Canadian Journal of Soil Science* 64: 333-343.
- Campbell, CA; VO Biederbeck; RP Zentner & GP Lafond. 1991. Effect of crop rotation and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in a thin Black Chernozem. *Canadian Journal of Soil Science* 71: 363-376.
- Campbell, CA; RP Zentner; F Selles; BG McConkey & FB Dyck. 1993. Nitrogen management for spring wheat grown annually on zero-tillage: yield and nitrogen use efficiency. *Agronomy Journal* 85: 107-114.
- Cannell, RQ & JD Hawes. 1994. Trends in tillage practices in relation to sustainable crop production with special reference to temperate climates. *Soil and Tillage Research* 30: 245-282.
- Cantamutto, MA; F Mockel; R Rosell; R Martínez; MR Landriscini; L Gallez & G Gullace. 1986. Factores que condicionan la respuesta del trigo a la fertilización con nitrógeno y fósforo en el sur de la provincia de Bs.As. *Actas XI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.* Neuquen, Argentina.
- Carreira, D. 2005. Carbono oxidable: Una forma de medir la materia orgánica del suelo. En: Marban, L *et al.* (eds.). *Tecnología en Análisis de Suelos: Alcances a laboratorios agropecuarios.* Pp. 91-102. Asociación Argentina de Ciencia del Suelo.
- Carter, MR & DA Rennie. 1982. Changes in soil quality under zero tillage farming systems, distribution of microbial biomass and mineralizable C and N potentials. *Canadian Journal of Soil Science* 62: 587-597.

- Cassman, KG & DN Munns. 1980. Nitrogen mineralization affected by soil moisture, temperature and depth. *Soil Science Society of America Journal* 44: 1233-1237.
- Cate, RBJ & LA Nelson. 1971. A simple statistical procedure for partitioning soil test correlation data into two classes. *Soil Science Society of American Proceedings* 35: 658-660.
- Caviglia, OP & VO Sadras. 2001. Effect of nitrogen supply on crop conductance, water and radiation use efficiency of wheat. *Field Crops Research* 69:259-266.
- Chalk, PM & SA Waring. 1970. Evaluation of rapid tests for assessing nitrogen availability in wheat soils. 1. Correlation with plant indices of availability obtained in pot culture. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* 10: 298-305.
- Cheshire, MV. 1979. Nature and origin of carbohydrates in soils. Editorial Academic Press Inc., Londres, Inglaterra.
- Christensen, NB; WC Lindemann; E Salazar-Sosa & LR Gil. 1994. Nitrogen and carbon dynamics in no-till and stubble mulch tillage systems. *Agronomy Journal* 86: 298-303.
- Cook, RJ & RJ Veseth. 1991. *Wheat Health Management*. Editorial APS Press, St. Paul, Minnesota, Estados Unidos.
- Cookson, WR, DA Abaye; P Marschner; DV Murphy; EA Stockdale & KW Goulding. 2005. The contribution of soil organic matter fractions to carbon and nitrogen mineralization and microbial community size and structure. *Biology and Fertility of Soils* 37: 1726-1737.
- Coulombe, CE; LP Wilding & JB Dixon. 1996. Overview of Vertisols: characteristics and impacts on society. *Advances in Agronomy* 57: 289-375.
- Cox, MC; CO Qualset & DW Rains. 1985. Genetic variation for N assimilation and translocation in wheat. II. Nitrogen assimilation in relation to grain yield and protein. *Crop Science* 25: 435-440.
- Cozzoli, MV; N Fioriti; GA Studdert; GF Dominguez & MJ Eiza. 2010. Nitrogen released by anaerobic incubation and organic carbon fractions in macro- and microaggregates under cropping systems. *Ciencia del Suelo* 28: 155-167.
- Curtin, D; CA Campbell & A Jalil. 1998. Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 57-64.
- Curtin, D & G Wen. 1999. Organic matter fractions contributing to soil nitrogen mineralization potential. *Soil Science Society of America Journal* 63: 410-415.
- Curtin, D & FM McCallum. 2004. Biological and chemical assays to estimate nitrogen supplying power of soils with contrasting management histories. *Australian Journal of Soil Research* 42: 737-746.
- Curtin, D & CA Campbell. 2008. Mineralizable nitrogen. En: Carter, MR *et al.* (eds.). *Soil sampling and methods of analysis*. 2ª edición. Pp. 599-606. Editorial CRC Press, Boca Ratón, Estados Unidos.
- Davis, RL; JJ Patton & RK Teal. 2003. Nitrogen balance in the Magruder Plots following 109 years in continuous winter wheat. *Journal of Plant Nutrition* 26: 1561-1580.
- De Nobili, M & A Maggioni. 1993. Influenza della sostanza organica sulle proprietà fisiche del suolo. En: Nannipieri, P (ed.). *Ciclo della sostanza organica nel suolo: aspetti agronomici, chimici, ecologici e selvicolturali*. Editorial Pátron, Bologna, Italia.
- Deng, SP & MA Tabatabai. 1996. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils. I. Amidohydrolases. *Biology and Fertility of Soils* 22: 202-207.
- Denuit, JP; M Olivier; MJ Goffaux; JL Herman; JP Goffart; JP Destain & M Frankinet. 2002. Management of nitrogen fertilization of winter wheat and potato crops using the chlorophyll meter for crop nitrogen status assessment. *Agronomie* 22: 847-853.
- Desai, RM & CR Bhatia. 1978. Nitrogen uptake and nitrogen harvest index in durum wheat cultivars varying in their grain protein concentration. *Euphytica* 27(2): 561-566.
- Dessureault-Rompré, J; BJ Zebarth; DL Burton; M Sharifi; J Cooper; CA Grant & CF Drury. 2010. Relationships among mineralizable soil nitrogen, soil properties, and climatic indices. *Soil Science Society of America Journal* 74: 1218-1227.

- Dessureault-Rompré, J; BJ Zebarth; DL Burton; A Georgallas; M Sharifi; GA Porter; G Moreau; Y Leclerc; WJ Arsenault; L Chow & CA Grant. 2012. Prediction of soil nitrogen supply in potato fields using soil temperature and water content information. *Soil Science Society of America Journal* 76(3): 936-949.
- Dessureault-Rompré, J; BJ Zebarth; DL Burton; E Gregorich; C Goyer; A Georgallas & CA Grant. 2013. Are Soil Mineralizable Nitrogen Pools Replenished during the Growing Season in Agricultural Soils?. *Soil Science Society of America Journal* 77: 512-524.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Diaz Zorita, M. 2000a. Momento de aplicaciones de urea para aumentar la producción de grano de trigo en el oeste bonaerense. *Actas XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. 11-14 de abril de 2000. Mar del Plata, Argentina.
- Diaz Zorita, M. 2000b. Efecto de dos momentos de aplicación de urea sobre la producción de grano de trigo en drabble (Buenos Aires, Argentina). *Ciencia del suelo* 18(2): 125-131.
- Diovisalvi, NV; GA Studdert; GF Dominguez & MJ Eiza. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continua con dos sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo* 26: 1-11.
- Dobermann, A & KG Cassman. 2004. Environmental dimensions of fertilizer nitrogen: What can be done to increase nitrogen use efficiency and ensure global food security?. En: Mosier, AR *et al.* (eds.). *Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment*. Pp. 261–278. SCOPE 65, Paris, Francia.
- Dobermann, A. 2005. Nitrogen use efficiency—State of the art. En: *Proceedings of the International Workshop on Enhanced-Efficiency Fertilizers*. Frankfurt, Alemania. International Fertilizer Industry Association, Paris, Francia. En CD.
- Domínguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & MG Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern Pampas. *Soil and Tillage Research* 102: 93-100.
- Dominguez, GF; GA Studdert; JF Urquieta & S Tettenborn. 2014. Variables edáficas y rendimiento de trigo: componentes principales y árboles de regresión. *Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. 5-9 de mayo de 2014. Bahía Blanca, Argentina.
- Doran, JW. 1987. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in no-tillage and ploughed soils. *Biology and Fertility of Soils* 5: 68-75.
- Drury, CF; TQ Zhang & BD Kay. 2003. The non-limiting and least limiting water ranges for soil nitrogen mineralization. *Soil Science Society of America Journal* 67: 1388-1404.
- Dubois, M; KA Gilles; JK Hamilton; PA Rebers & F Smith. 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Anal of Chemistry* 28: 350-356.
- Dupont, FM; WJ Hurkman; WH Vensel; C Tanaka; KM Kothari; OK Chung & SB Altenbach. 2006. Protein accumulation and composition in wheat grains: effects of mineral nutrients and high temperature. *European Journal of Agronomy* 25(2): 96-107.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias; S Canelo; JM Martinez & L Wall. 2013a. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil and Tillage Research* 131: 11–19.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias & H Krüger. 2013b. El cultivo de trigo en la Región Semiárida Bonaerense: impacto sobre algunas propiedades químicas del suelo. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA-INTA)* 39(2): 178-184.
- Echeverría, H; R Bergonzi & J Ferrari. 1994. Un modelo para estimar la mineralización de nitrógeno en suelos del sudeste de la provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo* 12: 56-62.

- Echeverría, HE & C Videla. 1998. Eficiencia fisiológica y de utilización de nitrógeno en trigo en la Región Pampeana Argentina. *Ciencia del Suelo* 16: 83-87.
- Echeverría, HE; RA Strada & GA Studdert. 2000. Métodos rápidos de análisis de plantas para evaluar la nutrición nitrogenada del cultivo de trigo. *Ciencia del Suelo* 18: 105-114.
- Echeverría, HE; RA Strada & GA Studdert. 2000. Métodos rápidos de análisis de plantas para evaluar la nutrición nitrogenada del cultivo de trigo. *Ciencia del Suelo* 18: 105-114.
- Echeverría, HE & GA Studdert. 2001. Predicción del contenido de N en grano de trigo (*Triticum aestivum*) mediante el índice de verdor de la hoja bandera. *Ciencia del Suelo* 19: 67-74.
- Eghball, B. 2000. Nitrogen mineralization from field-applied beef cattle feedlot manure and compost. *Soil Science Society of America Journal* 64: 2024-2030.
- Egli, DE. 2006. The role of seed in the determination of yield of grain crops. *Australian Journal of Agriculture Research* 57: 1237-1247.
- Ehdaie, B; MR Shakiba & TJ Wainnes. 2001. Sowing date and nitrogen input influence nitrogen-use efficiency in spring bread and durum wheat genotypes. *Journal of Plant Nutrition* 24: 899-919.
- El Gharous, M; RL Westerman & PN Soltanpour. 1990. Nitrogen mineralization potential of arid and semiarid soils of Morocco. *Soil Science Society of America Journal* 54: 438-443.
- Elliott, ET & CA Cambardella. 1991. Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 34: 407-419.
- Engels, T & H Kuhlmann. 1993. Effect of the rate of N fertilizer on apparent net nitrogen mineralization of N during and after cultivation of cereal and sugar beet crops. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 156: 149-154.
- Enwezor, WO. 1976. The mineralization of nitrogen and phosphorus in organic materials of varying C: N and C: P ratios. *Plant and Soil* 44(1): 237-240.
- Evans, LT; IF Wardlaw & RA Fischer. 1975. Wheat. En: Evans, LT (ed.). *Crop physiology, some case histories*. Editorial Cambridge University Press.
- Fabrizzi, K; A Morón; F Garcia. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. Non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Science Society of America Journal* 67: 1831-1841.
- Fageria, NK & VC Baligar. 2005. Enhancing Nitrogen Use Efficiency in Crop Plants. *Advances in Agronomy* 88: 97-185.
- Falótico, J; GA Studdert & HE Echeverría. 1999. Nutrición nitrogenada del trigo bajo siembra directa y labranza convencional en condiciones de agricultura continua. *Ciencia del Suelo* 17: 9-20.
- Ferrari, M; J Castellarín; H Sainz Rozas; H Vivas; R Melchiori & V Gudelj. 2010. Evaluación de métodos de diagnóstico de fertilidad nitrogenada para el cultivo de trigo en la región pampeana. *Informaciones Agronómicas* 46: 10-12.
- Ferreira Oliveira, A; TJ Carneiro Amado; R da Silveira Nicoloso; JJ de Moraes Sa; J Ernani Fiorin; DS Santos Hansel & D Menefee. 2013. Soil carbon stratification affected by long-term tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil and Tillage Research* 133: 65-74.
- Ferreras, LA; MC Ferrari; GC Magra; FE Solá Brignone & LA Rivoltella. Evaluación de la calidad del suelo bajo distintos sistemas de cultivo. *Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas*. 5-9 de mayo de 2014. Bahía Blanca, Argentina. En CD.
- Fierer, N & JP Schimel. 2002. Effects of drying-rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations. *Soil Biology and Biochemistry* 34(6): 777-787.
- Ford, GW & DJ Greenland. 1968. The dynamics of partly humified organic matter in some arable soils. En: Holmes, JW (ed.). *Transactions of the International Congress of Soil Science*, 9th, Adelaide. Vol. 2. Pp. 403-410. Elsevier, Nueva York, Estados Unidos.

- Fox, RH & WP Piekielek. 1978. A rapid estimating the nitrogen-supplying capability of a soil. *Soil Science Society of America Journal* 42: 751-753.
- Frankenberger, WT & HM Abdelmagid. 1985. Kinetic parameters of nitrogen mineralization rates of leguminous crops incorporated into soil. *Plant and Soil* 87(2): 257-271.
- Franzluebbers, AJ; FM Hons & DA Zuberer. 1994. Long-Term Changes in Soil Carbon and Nitrogen Pools in Wheat Management Systems. *Soil Science Society of America Journal* 58: 1639-1645.
- Franzluebbers, A & M Arshad. 1996. Soil organic matter pools with conventional and zero tillage in a cold, semiarid climate. *Soil and Tillage Research* 39: 1-11.
- Franzluebbers, AJ; R Haney; CW Honeycutt; H Schomberg & F Hons. 2000. Flush of carbon dioxide following rewetting of dried soil relates to active organic pools. *Soil Science Society of America Journal* 64: 613-623.
- Galantini, JA; RA Rosell; AE Andriulo; AM Miglierina & JO Iglesias. 1992. Humification and N mineralization of crop residues in semi-arid Argentina. *Science of the Total Environment* 117/118: 263-270.
- Galantini, JA & RA 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 & RA 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 and Tillage Research* 53(2): 137-144.
- Galantini, JA. 2001. Contenido y calidad de las fracciones orgánicas del suelo bajo rotaciones con trigo en la región semiárida pampeana. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA-INTA)* 30: 125-146.
- Galantini, JA; N Senesi; G Brunetti & R Rosell. 2004. Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils. *Geoderma* 123: 143-152.
- Galantini, JA. 2005. Separación y análisis de las fracciones orgánicas. En: Marban, L *et al.* (eds). *Información y Tecnología en los Laboratorios de Suelos para el Desarrollo Agropecuario Sostenible*. Asociación Argentina de Ciencia del Suelo.
- Galantini, JA; JO Iglesias; C Maneiro; L Santiago & C Kleine. 2006a. 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; R Fernández; G Minoldo; J Cacchiarelli & JO Iglesias. 2006b. Trigo: Fertilización con nitrógeno y azufre en el sur y sudoeste bonaerense. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur, INPOFOS*: 23-25.
- Galantini, JA & MR Landriscini. 2007. Equilibrio y dinámica de las fracciones orgánicas del suelo: Relación con la fertilidad del suelo y la sustentabilidad del sistema. En: Thuar, A *et al* (eds.). *De la Biología del Suelo a la Agricultura*. Pp. 229-245. Editorial Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina.
- Galantini, JA; L Suñer & JO Iglesias. 2007. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense: efectos de largo plazo sobre las formas de fósforo en el suelo. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA-INTA)* 36(1): 63-81.
- Galantini, JA & L Suñer. 2008. Soil organic matter fractions: analysis of Argentine soils. *Agriscientia* XXV(1): 41-55.
- Gallagher, PA & MV Bartholomew. 1964. Comparison of nitrate production and other procedures in determining nitrogen availability in south-eastern Coastal Plain soils. *Agronomy Journal* 56: 179-184.
- Gambaudo, S & H Fontanetto. 1996. Fertilización nitrogenada en la Subregión trigerera I. Trigo. *Publicación Miscelanea No. 74*. EEA INTA Rafaela.
- Gandrup, ME; FO García; KP Fabrizzi & HE Echeverría. 2004. Evolución de un índice de verdor en hoja para evaluar el status nitrogenado en trigo. *Revista de*

- Investigaciones Agropecuarias. (RIA) 33: 105-121.
- García, FO; KP Fabrizzi; A Bernardo & F Justel. 1998. Fertilización nitrogenada en trigo en el sudeste bonaerense: respuesta, fuentes y momentos de aplicación. Actas XVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 4-7 mayo de 1998. Carlos Paz, Córdoba, Argentina.
- García, FO & I Daverede. 2007. Diagnóstico para recomendación de fertilización nitrogenada en cultivos de interés económico. En: Yamada, T *et al.* (eds.). Nitrogenio e enxofre na agricultura brasileira. Pp. 277-320. IPNI Brasil. Piracicaba, Sao Paulo, Brasil.
- Garrido-Lestache, E; RJ López-Bellido & L López-Bellido. 2004. Effect of N rate, timing and splitting and N type on bread-making quality in hard red spring wheat under rainfed Mediterranean conditions. *Field Crops Research* 85(2): 213-236.
- Garrido-Lestache, E; RJ López-Bellido & L López-Bellido. 2005. Durum wheat quality under Mediterranean conditions as affected by N rate, timing and splitting, N form and S fertilization. *European Journal of Agronomy* 23: 265-278.
- Gavinelli, E; C Feller; MC Larré-Larrouy; B Bacye; N Djegui & J de D Nzila. 1995. A routine method to study soil organic matter by particle-size fractionation: examples for tropical soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26: 1749-1760.
- Gee, GW & JW Bauder. 1986. Particle-size analysis. En: Klute, A (ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 1: Physical and Mineralogical Methods*. 2° edición. Pp. 383-411. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Genovese, MF; HE Echeverría; GA Studdert & HA Sainz Rosas. 2009. Nitrógeno de amino azúcares en suelos: calibración y relación con el nitrógeno incubado anaeróbico. *Ciencia del suelo* 27: 225-236.
- Gianello, C & JM Bremner. 1986. Simple chemical method of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 17: 195-214.
- Glave, A. 2006. Influencia climática en el Sudoeste bonaerense y Sudeste de La Pampa. *Acaecer* 31(360): 18-23.
- Gonzalez-Chavez, MA; JA Aitkenhead-Peterson; TJ Gentry; D Zuberer; F Hons & R Loeppert. 2010. Soil microbial community, C N, and P responses to long-term tillage and crop rotation. *Soil and Tillage Research* 106: 285-293.
- Gonzalez Montaner, JL; GA Maddoni; N Maillard & M Posborg. 1991. Optimización de la respuesta a la fertilización en el cultivo de trigo a partir de un modelo de decisión para la subregión IV (Sudeste de la provincia de Buenos Aires). *Ciencia del Suelo* 9: 41-51.
- Gooding, MJ & WP Davies. 1997. *Wheat Production and Utilization*. Editorial Cab International, Wallingford, Inglaterra.
- Govaerts, B; KD Sayre & J Deckers. 2006. A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize cropping in the highlands of Mexico. *Soil and Tillage Research* 87: 163-174.
- Gregorich, EG; MR Carter; DA Angers; CM Monreal & BH Ellert. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science* 75: 367-385.
- Gregorich, EG; MH Beare; UF McKim & JO Skjemstad. 2006. Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. *Soil Science Society of America Journal* 70: 975-985.
- Griffin, TS. 2008. Nitrogen availability. En: Schepers, JS *et al.* (eds.) *Nitrogen in agricultural soils*. Agronomy Monograph 49. Pp. 616- 646. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Griffin, TS; CW Honeycutt & Z He. 2002. Effects of temperature, soil water status, and soil type on swine slurry nitrogen transformations. *Biology and Fertility of Soils* 36: 442-446.

- Griffin, TS; CW Honeycutt; SL Albrecht; KR Sistani; HA Torbert; BJ Wienhold; BL Woodbury; RK Hubbard & JM Powell. 2008. Nationally-coordinated evaluation of soil nitrogen mineralization rate using a standardized aerobic incubation protocol. *Communications of Soil Science and Plant Analysis* 39: 257–268.
- Hadas, A; S Feigenbaum; A Feigin & R Portnoy. 1986. Nitrogen mineralization in profiles of differently managed soil types. *Soil Science Society of America Journal* 50: 314-319.
- Halpern, MT; JK Whalen & CA Madramootoo. 2010. Long-term tillage and residue management influences soil carbon and nitrogen dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 74: 1211–1217.
- Hancock, JM; AM McNeill; GK McDonald & RE Holloway. 2011. Fate of fertilizer N applied to wheat on a coarse textured highly calcareous soil under simulated semi-arid conditions. *Plant and Soil* 348: 139–153.
- Harmsen, GW & DA Van Schreven. 1955. Mineralization of organic nitrogen in soil. *Advances in Agronomy* 7: 299-398.
- Hassink, J. 1994a. Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 26(9): 1221-1231.
- Hassink, J. 1994b. Active organic matter fractions and microbial biomass as predictors of N mineralization. *European Journal of Agronomy* 3: 257-265.
- Hassink, J. 1995. Decomposition rate constants of size and density fractions of soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal* 59: 1631–1635.
- Hassink, J & AP Whitmore. 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal* 61(1): 131-139.
- Haynes, RJ & GS Francis. 1993. Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *Journal of Soil Science* 44: 665–675.
- Haynes, RJ. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. *Advances in Agronomy* 85: 221-268.
- Hernanz, JL; R López; L Navarrete & V Sánchez-Girón. 2002. Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil and Tillage Research* 66: 129-141.
- Honeycutt, CW; TS Griffin; BJ Weinhold; B Eghball; SL Albrecht; JM Powell; BL Woodbury; KR Sistani; RK Hubbard; HA Torbert; RA Eigenberg; RJ Wright & MD Jawson. 2005. Protocols form nationally coordinated laboratory and field research on manure nitrogen mineralization. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36: 2807-2822.
- Hong, S; R Fox & W Piekielek 1990. Field evaluation of several chemical indexes of soil nitrogen availability. *Plant Soil* 123: 83–88.
- Hu, S; DC Coleman; CR Carroll; PF Hendrix & MH Beare. 1997. Labile soil carbon pools in subtropical forest and agricultural ecosystems as influenced by management practices and vegetation types. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 65: 69-78.
- Iglesias, JO; JA Galantini; AM Miglierina; MR Landriscini & R Rosell. 1998. Cambios en la distribución del espacio poroso debidos al sistema de labranza y al transito en un Hapludol Típico de la Región Subhúmeda Argentina. *Revista Facultad de Agronomía (UBA)* 18: 19-26.
- Jalil, A; CA Campbell; J Schoenau; JL Henry; YW Jame & GP Lafon. 1996. Assessment of two chemical extraction methods as indices of available nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 60: 1954-1960.
- James, FC & CE McCulloch. 1990. Multivariate analysis in ecology and systematics: panacea or pandora's box?. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 21: 129–166.
- Janssen, B. 1996. Nitrogen mineralization in relation to C: N ratio and decomposability of organic materials. *Plant and Soil* 181(1): 39-45.
- Jarvis, SC; EA Stockdale; MA Sheperd & DS Powlson. 1996. Nitrogen mineralization in

- temperate agricultural soils: processes and measurement. *Advances in Agronomy* 57: 188-235.
- Jeminson, JM & DE Litle. 1996. Field evaluation of two nitrogen testing methods in Maine. *Journal of Production Agriculture* 9:108-113.
- Jones, MJ & JW Parsons. 1970. The influence of soil C/N ratios on nitrogen mineralization during anaerobic incubation. *Plant and Soil* 32(1-3): 258-262.
- Kassam, AH. 1981. Climate, soil and land resources in North Africa and West Asia. *Plant and Soil* 58: 23–28.
- Katterer, T; M Reichstein; O Anren & A Lomander. 1998. Temperature dependence of organic matter decomposition: A critical review using literature data analyzed with different models. *Biology and Fertility of Soils* 27: 258-262.
- Kay, BD; AA Mahboubi; EG Beauchamp & RS Dharmakeerthi. 2006. Integrating soil and weather data to describe variability in plant available nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 70: 1210–1221.
- Keeney, D & J Bremner. 1966. Determination and isotoperatio analysis of 10 different forms of nitrogen in soil: 3. Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by extraction-distillation methods. *Soil Science Society of America Proceeding* 30: 577-582.
- Keeney, DR. 1982. Nitrogen management for maximum efficiency and minimum pollution. En: Stevenson, FJ (ed.). *Nitrogen in agricultural soils*. Agronomy Monograph N° 22. Pp. 605–649. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, y Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Klute, A. 1986. Water retention: Laboratory methods. En: Klute, A (ed.). *Methods of soil analysis*. Part 1. Agronomy Monograph N°9. Pp. 597-618. American Society of Agronomy y Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Koutika, LS; S Hauser & J Henrot. 2001. Soil organic matter assessment in natural regrowth, *Pueraria phaseoloides* and *Mucuna pruriens* fallow. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 1095–1101.
- Krüger, H. 1996. Sistemas de labranzas y variación de propiedades químicas en un Haplustol Éntico. *Ciencia del Suelo* 14: 53-55.
- Krüger H; F Frolla & J Zilio. 2014. Trigo en zonas marginales. Precipitaciones, retención en el suelo y EUA. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, (CD).
- Kundu, DK & JK Ladha. 1995. Enhancing soil nitrogen use and biological nitrogen fixation in wetland rice. *Experimental Agriculture* 31(03): 261-278.
- Laurent, G; J Ferrari; M Lázzari & R Victoria. 1996. Balance del nitrógeno del fertilizante aplicado al trigo en dos épocas diferentes. *Ciencia del Suelo* 14: 7-11.
- Lázzari, A; G Laurent & R Victoria. 1991. Destino del 15N del fertilizante aplicado al trigo durante dos años consecutivos, en condiciones semiáridas. *Suelo y Planta* 1: 179-188.
- Le Bail, M; MH Jeuffroy; C Bouchard & A Barbotin. 2005. Is it possible to forecast the grain quality and yield of different varieties of winter wheat from Minolta SPAD meter measurements?. *European Journal of Agronomy* 23: 379-391.
- Liang, BC; BG McConkey; CA Campbell; D Curtin; GP Lafond; SA Brandt & AP Moulin. 2004. Total and labile soil organic nitrogen as influenced by crop rotations and tillage in Canadian prairie soils. *Biology and Fertility of Soils* 39: 249-257.
- Linn, DM & JW Doran. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and notilled soils. *Soil Science Society of America Journal* 48: 1267-1272.
- Loewy, T & MM Ron. 2008. Índice de verdor en trigo según nutrición nitroazufrada. [http://inta.gob.ar/documentos/indice-de-verdor-en-trigo-segun-nutricion-nitroazufrada/at_multi_download/file/3.%20nutricion nitroazufrada en trigo.pdf](http://inta.gob.ar/documentos/indice-de-verdor-en-trigo-segun-nutricion-nitroazufrada/at_multi_download/file/3.%20nutricion%20nitroazufrada%20en%20trigo.pdf). Revisado el16/08/2014.
- Loewy, T. 1990a. Fertilización nitrogenada del trigo en el Sudoeste bonaerense. I. Respuesta física y diagnóstico. *Ciencia del Suelo* 8: 47-56.

- Loewy, T. 1990b. Efecto simple y combinado del N sobre el trigo, en tres épocas de aplicación. *Ciencia del Suelo* 8: 181-186.
- López-Bellido, L; M Fuentes; JE Castillo, FJ López-Garrido & EJ Fernández. 1996. Long-term tillage, crop rotation, and nitrogen fertilizer effects on wheat yield under Mediterranean conditions. *Agronomy Journal* 88: 783-791.
- López-Bellido, L; RJ López-Bellido; JE Castillo & FJ López-Bellido. 2000. Effects of tillage, crop rotation and nitrogen fertilization on wheat under rainfed Mediterranean conditions. *Agronomy Journal* 92: 1054-1063.
- López-Bellido, L; RJ López-Bellido; JE Castillo & FJ López-Bellido. 2001. Effects of long-term tillage, crop rotation and nitrogen fertilization on bread-making quality of hard red spring wheat. *Field Crops Research* 72: 197-210.
- López-Bellido, RJ; CE Shepherd & PB Barraclough. 2004. Predicting postanthesis N requirements of bread wheat with a Minolta SPAD meter. *European Journal of Agronomy* 20: 313-320.
- López-Bellido, L; RJ López-Bellido & R Redondo. 2005. Nitrogen efficiency in wheat under rainfed Mediterranean conditions as affected by split nitrogen application. *Field Crops Research* 94(1): 86-97.
- López-Bellido, RJ; JE Castillo & L López-Bellido. 2008. Comparative response of bread and durum wheat cultivars to nitrogen fertilizer in a rainfed Mediterranean environment: soil nitrate and N uptake and efficiency. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 80(2): 121-130.
- López-Bellido, RJ; JM Fontán; J López-Bellido & L López-Bellido. 2010. Carbon sequestration by tillage, rotation, and nitrogen fertilization in a Mediterranean Vertisol. *Agronomy Journal* 102: 310-318.
- López-Bellido, L; V Muñoz-Romero; J Benítez-Vega; P Fernández-García; R Redondo & RJ López-Bellido. 2012. Wheat response to nitrogen splitting applied to a Vertisols in different tillage systems and cropping rotations under typical Mediterranean climatic conditions. *European Journal of Agronomy* 43: 24-32.
- MacLean, AA. 1964. Measurement of nitrogen supplying-power of soils by extraction with sodium bicarbonate. *Nature* 203: 1307-1308.
- Madakadze, IC; KA Stewart; RM Madakadze; PR Peterson; BE Coulman & DL Smith. 1999. Field evaluation of the chlorophyll meter to predict yield and nitrogen concentration of switchgrass. *Journal of Plant Nutrition* 22: 1001-1010.
- Magdoff, FR; D Ross & J Amadon. 1984. A soil test for nitrogen availability to corn. *Soil Science Society of America Journal* 48: 1301-1304.
- MAGPyA, 2012. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, Argentina. Base de datos sistema integrado de información agropecuaria. 2012. Disponible en: <http://www.minagri.gob.ar>.
- Malhi, SS; M Nyborg; T Goddard & D Puurveen. 2011. Long-term tillage, straw management and N fertilization effects on quantity and quality of organic C and N in a Black Chernozem soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 90: 227-241.
- Mallory, EB & TS Griffin. 2007. Impacts of soil amendment history on nitrogen availability from manure and fertilizer. *Soil Science Society of America Journal* 71: 964-973.
- Mariano, E; PC Ocheuze Trivelin; JM Leite; MX Vieira Megda; R Otto & H Coutinho Junqueira Franco. 2013. Incubation methods for assessing mineralizable nitrogen in soils under sugarcane. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 37: 450-461.
- Martínez, JM; MR Landriscini; JA Galantini & M Duval. 2012. Eficiencias de nitrógeno para trigo en suelos del sudoeste bonaerense. *Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. 16 al 20 de abril de 2012. Mar del Plata, Argentina. En CD.
- Martínez, JM; MR Landriscini & JA Galantini. 2014a. Eficiencia del uso del nitrógeno y del agua para trigo en suelos del Sudeste Bonaerense. En: Galantini, JA (ed.), *Ciencia y experiencia para una siembra directa sustentable en los ambientes frágiles del S y SO Bonaerense*. Pp. 27-33.

- Martínez, JM; JA Galantini; M Duval & MR Landriscini. 2014b. Predicción del rendimiento en trigo mediante el índice de verdor. En: Galantini, JA (ed.), Ciencia y experiencia para una siembra directa sustentable en los ambientes frágiles del S y SO Bonaerense. Pp. 34-38.
- Marumoto, T; JPE Anderson & KH Domsch. 1982. Mineralization of nutrients from soil microbial biomass. *Soil Biology & Biochemistry* 14: 469-475.
- McDonald, GK. 1989. The contribution of nitrogen fertiliser to the nitrogen nutrition of rainfed wheat crops in Australia: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 29: 455-481.
- McDonald, GK. 1992. Effects of nitrogenous fertilizer on the growth, grain yield and grain protein concentration of wheat. *Australian Journal of Agricultural Research* 43: 949-967.
- McTaggart, IP & KA Smith. 1993. Estimation of potentially mineralisable nitrogen in soil by KCl extraction. II. Comparison with soil N uptake in the field. *Plant and Soil* 157: 175-184.
- Meisinger, JJ. 1984. Evaluating plant available nitrogen in soil crop systems. En: Hauck, RD (ed). *Nitrogen in crop production*. Pp. 391-416. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America y Soil Science Society of America, Madison, USA. 391-416.
- Melaj, MA; HE Echeverría; GA Studdert; FH Andrade; NO Bárbaro & SC López. 2000. Acumulación y partición de nitrógeno en el cultivo de trigo en función del sistema de labranza y momento de fertilización nitrogenada. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 16 al 20 de abril de 2012. Mar del Plata, Argentina. En CD
- Melaj, MA; HE Echeverría; SC López; GA Studdert; F Andrade & NO Bárbaro. 2003. Timing of N fertilization in wheat under conventional and no-tillage system. *Agronomy Journal* 95: 1525-1531.
- Melchiori, R & O Paparotti. 1996. Fertilización nitrogenada en trigo, evaluación de dosis y momento de aplicación. Jornada de actualización técnica en el cultivo de trigo. Serie Extensión Nº 9. EEA INTA Paraná.
- Melero, S; R López-Garrido; E Madejón; JM Murillo; K Vanderlinden; F Ordóñez & F Moreno. 2009. Long-term effects of conservation tillage on organic fractions in two soils in southwest of Spain. *Agriculture Ecosystems and Environment* 133: 68-74.
- Michrina, BP; RH Fox & WP Piekielek. 1981. A comparison of laboratory, greenhouse, and field indicators of nitrogen availability. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 12: 519-535.
- Mikha, MM & CW Rice. 2004. Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 68: 809-816.
- Mikha, MM; CW Rice & JG Benjamin. 2006. Estimating soil mineralizable nitrogen under different management practices. *Soil Science Society of America Journal* 70: 1522-1531.
- Miller, AE; JP Schimel; T Meixner; JO Sickman & JM Melack. 2005. Episodic rewetting enhances carbon and nitrogen release from chaparral soils. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 2195-2204.
- Minoldo, G. 2010. Impacto de largo plazo de diferentes secuencias de cultivos del sudoeste bonaerense sobre algunas propiedades químicas del suelo y la productividad del trigo. Tesis de Magister. p. 153. Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.
- Miranda, R & AJ Jorquera. 1994. Rendimiento del trigo y precipitaciones. I: Campo experimental. Actas III Congreso Nacional de trigo. 18-22 de octubre de 1994. Bahía Blanca, Argentina.
- Morell, FJ; J Lampurlanes; J Alvaro-Fuentes & C Cantero-Martínez. 2011. Yield and water use efficiency of barley in a semiarid Mediterranean agroecosystem: long-term effects of tillage and N fertilization. *Soil and Tillage Research* 117: 76-84.

- Morón, A & J Sawchik. 2002. Soil quality indicators in a longterm crop-pasture rotation experiment in Uruguay. Actas XVII Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo. Simposio N° 32. Bangkok, Tailandia. En CD.
- Morrill, LG & JE Dawson. 1967. Patterns observed for the oxidation of ammonium to nitrate by soil organisms. Soil Science Society of America Journal, 31(6): 757-760.
- Mosier, AR; JK Syers & JR Freney. 2004. Nitrogen fertilizer: an essential component of increased food, feed, and fiber production. En: Mosier, AR *et al.* (eds.). Agriculture and the Nitrogen Cycle Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment. Editorial Nova Science Publishers, New York, Estados Unidos.
- Motta, AC; DW Reeves & JT Touchton. 2002. Tillage intensity effects on chemical indicators of soil quality in two Coastal Plain soils. Communications of Soil Science and Plant Analysis 33: 913-932.
- Mrabet, R; N Saber; A El-Brahli; S Lahlou & F Bessam. 2001. Total, particulate organic matter and structural stability of a Calcixeroll soil under different wheat rotations and tillage systems in a semiarid area of Morocco. Soil and Tillage Research 57: 225-235.
- Mulvaney, RL. 1996. Nitrogen-Inorganic forms. En: Sparks, DL *et al.* (eds.). Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. Book Series N°5. Pp. 1123-1184. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Muruganandam, S; DW Israel & WP Robarge. 2009. Activities of nitrogen mineralization enzymes associated with soil aggregate size fractions of three tillage systems. Soil Science Society of America Journal 73: 751-759.
- Muruganandam, S; DW Israel & WP Robarge. 2010. Nitrogen transformations and microbial communities in soil aggregates from three tillage systems. Soil Science Society of America Journal 74: 120-129.
- Needelman, BA; MM Wander; GA Bollero; CW Boast; GK Sims & DG Bullock. 1999. Interaction of tillage and soil texture: Biologically active soil organic matter in Illinois. Soil Science Society of America Journal 63: 1326-1334.
- Novoa, R & RS Loomis. 1981. Nitrogen and plant production. Plant and Soil 58: 177-204.
- Nyborg, M; J Neufeld & RA Bertrand. 1976. En: Western Canada Nitrogen Symposium: Proceedings of Alberta Soil Science Workshop. Measuring crop available nitrogen. Pp. 102-127. Calgary, Alberta, Canadá.
- Nyiraneza, J; M.H. Chantigny; A N'Dayegamiye & MR Laverdière. 2009. Variations in Corn Yield and Nitrogen Uptake in Relation to Soil Attributes and Nitrogen Availability Indices. Soil Science Society of American Journal 73: 317-327.
- Nyiraneza, J; BJ Zebarth; N Ziadi; DL Burton; CF Drury; S Bittman & CA Grant. 2011. Prediction of soil nitrogen supply in corn production using soil chemical and biological indices. Soil Science Society of America Journal 76: 925-935.
- Ortiz-Monasterio, JI; KD Sayre; S Rajaram & M McMahan. 1997. Genetic progress in wheat yield and nitrogen use efficiency under four nitrogen rates. Crop Science 37: 898-904.
- Pansu, M & J Gautheryrou. 2006. Handbook of soil analysis: mineralogical, organic and inorganic methods. p. 993. Editorial Springer, Berlin, Alemania.
- Paoloni, JD & R Vazquez. 1985. Necesidades teóricas de los cereales de invierno y probabilidad de ocurrencia de las precipitaciones como base para el balance hídrico. Pp. 1545-1556. Anales de Edafología y Agrobiología XLIV.
- Papakosta, DK & AA Gagianas. 1991. Nitrogen and dry matter accumulation, remobilization, and losses of Mediterranean wheat during grain filling. Agronomy Journal 83: 864-870.
- Paul, K; S Black & M Conyers. 2001. Development of nitrogen mineralization gradients through surface soil depth and their influence on surface soil pH. Plant and Soil 34: 239-246.
- Paustian, K & TA Bonde. 1987. Interpreting incubation data on nitrogen mineralization from soil organic matter. En: Cooley, JH (ed.) Soil organic matter dynamics and soil

- productivity. Pp. 101-112. Actas INTECOL Workshop, Flen, Suecia. 4-6 de Junio de 1986. INTECOL Bull. 15. International Association for Ecology, Atenas, Grecia.
- Paustian, K; J William & PJ Persson. 1992. Modeling Soil Organic Matter in Organic-Amended and Nitrogen-Fertilized Long-Term Plots. *Soil Science Society of America Journal* 56: 476-488.
- Puget, P; DA Angers & C Chenu. 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biology & Biochemistry* 31: 55-63.
- Quiroga, A; O Ormeño & N Peineman. 2001. Materia orgánica: un indicador de la calidad de los suelos relacionado con la productividad de los cultivos. *Boletín Divulgación Técnica* 70. Pp. 28. EEA INTA Anguil.
- Quiroga, A; D Funaro & O Ormeño. 2003. Aspectos del manejo del agua del suelo para el cultivo de trigo. En *Trigo actualización 2003*. INTA Anguil, *Boletín Técnico* 76: 33-44.
- Quiroga, A; D Funaro; R Fernandez & EJ Noellemeyer. 2005. Factores edáficos y de manejo que condicionan la eficiencia de barbecho en la región pampeana. *Ciencia del Suelo* 23(1): 79-86.
- Quiroga, A; R Fernandez; D Funaro & N Peinemann. 2008. Materia orgánica en molisoles de la región pampeana. Influencia sobre propiedades físicas y productividad. En: Galantini, JA (ed.). *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. Pp. 97-116. Asociación Argentina de Ciencia del Suelo.
- Quiroga, A; DE Buschiazzo & N Peinemann. 1999. Soil compaction is related to management practices in the semi-arid Argentine pampa. *Soil and Tillage Research* 52: 21-28.
- Raun, WR & GV Johnson. 1995. Soil-plant buffering of inorganic nitrogen in continuous winter wheat. *Agronomy Journal* 87, 827-834.
- Raun, WR & GV Johnson. 1999. Improving nitrogen use efficiency for cereal production. *Agronomy Journal* 3: 357-363.
- Recous, S & JM Machet. 1999. Short-term immobilization and crop uptake of fertilizer nitrogen applied to winter wheat: effect of date of application in spring. *Plant and Soil* 206: 137-149.
- Reeves, DW; PL Mask; CW Wood & DP Delaney. 1993. Determination of wheat nitrogen status with hand-held chlorophyll meter: influence of management practices. *Journal of Plant Nutrition* 16: 781-796.
- Reeves, DW. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil & Tillage Research* 43: 131-167.
- Reussi Calvo, NI; H Sainz Rozas; H Echeverría & A Berardo. 2013. Contribution of anaerobically Incubated Nitrogen to the Diagnosis of Nitrogen Status in Spring Wheat. *Agronomy Journal* 105: 321-328.
- Rice, CW & JL Havlin. 1994. Integrating mineralizable nitrogen indices into fertilizer nitrogen recommendations. En: Havlin, JL *et al* (eds.) *Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendation*. Pp. 1-13. Soil Science Society of America Special Publication N° 40. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Ritacco, M. 2003. Radioinsectación de cereales almacenados. *Revista Argentina Nuclear*. Edición No. 86.
- Roberts, TL. 2007. Right product, right rate, right time, and right place...the foundation of best management practices for fertilizer. En: *Fertilizer Best Management Practices*. IFA International Workshop on Fertilizer Best Management Practices (FBMPs). Pp. 29-32. 7-9 de Marzo de 2007. Bruselas, Belgica.
- Ron, M & T Loewy. 2000. Factores de eficiencia del N aplicado en trigo, a la siembra o macollaje. *Actas XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. 16- 20 abril de 2012. Mar del Plata, Argentina.
- Ros, GH; EJM Temminghoff & E Hoffland. 2011. Nitrogen mineralization: a review and meta-analysis of the predictive value of soil tests. *European Journal of Soil Science* 62(1): 162-173.

- Rosell, RA; JC Gasparoni & JA Galantini. 2001. Soil organic matter evaluation. En: Lal, R *et al.* (eds.). *Assessment Methods for Soil Carbon*. Pp. 311-322. Editorial Lewis Publishers, Boca Ratón, Estados Unidos.
- Ryan, J; H Ibrikci; R Sommer & A McNeill. 2009. Nitrogen in rainfed and irrigated cropping systems in the Mediterranean region. *Advances in Agronomy* 104: 53–136.
- Sadras, VO & D Roget. 2004. Production and environmental aspects of cropping intensification in a semiarid environment of southeastern Australia. *Agronomy Journal* 96: 236-246.
- Sadras, VO. 2005. A quantitative top-down view of interactions between stresses: theory and analysis of nitrogen-water co-limitation in Mediterranean agro-ecosystems. *Australian Journal of Agriculture Research* 56: 1151–1157.
- Sahrawat, KL. 1983. Correlations between indexes of soil nitrogen availability and nitrogen percent in plant, nitrogen uptake, and dry-matter yield of rice grown in the greenhouse. *Plant and soil*, 74(2): 223-228.
- Sahrawat, KL. 2008. Factors affecting nitrification in soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 39: 1436–1446.
- Sainju, UM; BP Singh; WF Whitehead & S Wang. 2006. Carbon supply and storage in tilled and nontilled soils as influenced by cover crops and nitrogen fertilization. *Journal of Environmental Quality* 35: 1507–1517.
- Sainz Rozas, H & HE Echeverría. 1998. Relación entre las lecturas del medidor de clorofila (Minolta SPAD 502) en distintos estadios del ciclo del cultivo del maíz y el rendimiento en grano. *Revista Facultad de Agronomía, La Plata* 103: 37-44.
- Sainz Rozas, H; P Calviño; HE Echeverría; M Redolatti & P Barbieri. 2008. Contribution of anaerobically mineralized nitrogen to reliability of planting or presidedress soil nitrogen test in maize. *Agronomy Journal* 100: 1020-1025.
- Sainz Rozas, H; HE Echeverría & H Angelini. 2011. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana argentina. *Ciencia del Suelo* 29: 29-37.
- Sarandón, SJ & DO Caldiz. 1990. Effects of varying N supply at different growth stages on N uptake and nitrogen partitioning efficiency in two wheat cultivars. *Fertilizer Research* 22: 21-27.
- Sarandón, SJ; S Golik & HO Chidichimo. 1997. Acumulación y partición del nitrógeno en dos cultivares de trigo pan ante la fertilización nitrogenada en siembra directa y convencional. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 102: 175-186.
- Sarandón, S; M Zuluaga & S Golik. 2000. Rendimiento, acumulación y partición del N en 2 cultivares de trigo según el momento de aplicación y tipo de fertilizante utilizado. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina.
- Satorre, EH & GA Slafer. 1999. Wheat production systems of the Pampas. En: Satorre, EM *et al.* (eds.). *Wheat. Ecology and Physiology of Yield Determination*. Pp. 333-348. Editorial The Haworth Press Inc., New York, Estados Unidos.
- Schepers, JS; T Blackmer & D Francis. 1992. Predicting N fertilizer needs for corn in humid regions: Using chlorophyll meters. En: Bock, B *et al.* (eds.). *Predicting fertilizer needs for corn in humid regions*. Pp. 105-114. NFERC, Bull. Y-226. Muscle Shoals, Alabama, Estados Unidos.
- Schepers, JS & JJ Meisinger. 1994. Field indicators of nitrogen mineralization. En: Havlin, JL (ed.). *Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations*. Special Publication 40. Pp. 31-47. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Schepers, TS & WA Raun. 2008. *Nitrogen in Agricultural Systems*. Agronomy Monograph N° 49. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America y Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Schiltz, S; N Munier-Jolain; C Jeudy; J Burstin & C Salon. 2005. Dynamics of exogenous nitrogen partitioning and nitrogen remobilization from vegetative organs in pea revealed by ¹⁵N in vivo labelling throughout seed filling. *Plant Physiology* 137: 1463-1473.

- Schomberg, HH; S Wietholter; TS Griffin; DW Reeves; ML Cabrera; DS Fisher; DM Endale; JM Novak; KS Balkcom; RL Raper; NR Kitchen; MA Locke; KN Potter; RC Schwartz; CC Truman & DD Tyler. 2009. Assessing indices for predicting potential nitrogen mineralization in soils under different management systems. *Soil Science Society of America Journal* 73: 1575–1586.
- Scott, DA; AM Norris & JA Burger. 2005. Rapid indices of potential nitrogen mineralization for intensively managed hardwood plantations. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36 (11-12): 1421-1434.
- Senwo, ZN & MA Tabatabai. 2005. Effect of management systems on nitrogen mineralization and nitrification in soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36: 1313–1326.
- Serna, MD & F Pomares. 1992. Evaluation of chemical indices of soil organic nitrogen availability in calcareous soils. *Soil Science Society of America Journal* 56(5): 1486-1491.
- Sharifi, M; BJ Zebarth; DL Burton; CA Grant; G Porter; J Cooper; Y Leclerc; G Moreau & W Arsenault. 2007a. Evaluation of laboratory-based measures of soil mineral nitrogen and potentially mineralizable nitrogen as predictors of field-based indices of soil nitrogen supply in potato production. *Plant and Soil*. 301: 203-214.
- Sharifi, M; BJ Zebarth; DL Burton; CA Grant & JM Cooper. 2007b. Evaluation of some indices of potentially mineralizable nitrogen in soil. *Soil Science Society of America Journal* 71: 1233-1239.
- Sharifi, M; BJ Zebarth; DL Burton; CA Grant; S Bittman; CF Drury; BG McConkey & N Ziadi. 2008. Response of potentially mineralizable soil nitrogen and indices of nitrogen availability to tillage system. *Soil Science Society of America Journal* 72: 1124-1131.
- Sharifi, M; BJ Zebarth; GA Porter; DL Burton & CA Grant. 2009. Soil mineralizable nitrogen and soil nitrogen supply under two-year potato rotations. *Plant Soil* 320: 267–279.
- Sharma, S. 1996. *Applied Multivariate Techniques*. Editorial John Wiley and Sons, Nueva York, Estados Unidos.
- Shukla, MK; R Lal & Ebinger, M. (2004b). Principal component analysis for predicting corn biomass and grain yields. *Soil Science* 169(3): 215-224.
- Shukla, MK; R Lal & M Ebinger. 2004a. Soil quality indicators for reclaimed minesoils in southeastern Ohio. *Soil Science* 169(2): 133-142.
- Silgram, M & MA Shepherd. 1999. The effects of cultivation on soil nitrogen mineralization. *Advances in Agronomy* 65:267-311.
- Simons, AD. 1987. Studies on nitrogen use efficiency in cereals. En: Jenkinson, DS *et al* (eds.) *Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils*. Pp. 110-124. Editorial Elsevier Science.
- Sinclair, TR; CB Tanner & JM Bennet. 1984. Water-use efficiency in crop production. *BioScience* 34: 36-40.
- Sinclair, TR & T Horie. 1989. Leaf nitrogen, photosynthesis, and crop radiation use efficiency: a review. *Crop Science* 29: 90–98.
- Six, J; ET Elliot; K Paustian & JW Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soil. *Soil Science Society of America Journal* 62: 1367-1377.
- Six, J; ET Elliott & K Paustian. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Science Society of America Journal* 63: 1350-1358.
- Soane, BD. 1990. The role of organic matter in soil compactibility: A review of some practical aspects. *Soil and Tillage Research* 16: 179-201.
- Sofield, I; T Evans; M Cook & I Wardlaw. 1977. Factors influencing the Rate and Duration of Grain Filling in Wheat. *Australian Journal of Plant Physiology* 4: 785-797.
- Soil Survey Staff. 2010. *Keys to Soil Taxonomy*, 11th Edición. Pp. 374. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington DC, Estados Unidos.

- Soon, YK; GW Clayton & WA Rice. 2001. Tillage and previous crop effects on dynamics of nitrogen in a wheat–soil system. *Agronomy Journal* 93: 842–849.
- Soon, YK; A Haq & MA Arshad. 2007. Sensitivity of nitrogen mineralization indicators to crop and soil management. *Communications of Soil Science and Plant Analysis* 38: 2029-2043.
- Spargo, JT; MM Alley; WE Thomason & SM Nagle. 2009. Illinois soil nitrogen test for prediction of fertilizer nitrogen needs of corn in Virginia. *Soil Science Society of America Journal* 73(2): 434-442.
- Srinivasan, V; HP Maheswarappa & R Lal. 2012. Long term effects of topsoil depth and amendments on particulate and non particulate carbon fractions in a Miamian soil of Central Ohio. *Soil and Tillage Research* 121: 10-17.
- St. Luce, M; JK Whalen; N Ziadi & BJ Zebarth. 2011. Nitrogen dynamics and indices to predict soil nitrogen supply in humid temperate soils. *Advances in Agronomy* 112: 55-102.
- St. Luce, M; N Ziadi; BJ Zebarth, JK Whalen; CA Grant; EG Gregorich; GP Lafond; RE Blackshaw; EN Johnson; JT O'Donovan & KN Harker. 2013. Particulate organic matter and soil mineral nitrogen concentrations are good predictors of the soil nitrogen supply to canola following legume and non-legume crops in western Canada. *Canadian Journal of Soil Science* 93: 607-620.
- Stanford, G & S Smith. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of American Proceedings* 36: 465-472.
- Stanford, G; JN Carter & SJ Smith. 1974. Estimates of potentially mineralizable soil nitrogen based on short-term incubations. *Soil Science Society of American Proceedings* 38: 99-102.
- Stanford, G; JN Carter; DT Westermann & JJ Meisinger. 1977. Residual nitrate and mineralizable soil nitrogen in relation to nitrogen uptake by irrigated sugarbeets. *Agronomy Journal* 69(2): 303-308.
- Stockdale, EA & RM Rees. 1994. Relationships between biomass nitrogen and nitrogen extracted by other nitrogen availability methods. *Soil Biology and Biochemistry* 26(9): 1213-1220.
- Stockdale, EA; JL Gaunt & J Vos. 1997. Soil-plant nitrogen dynamics: what concepts are required. *European Journal of Agronomy* 7: 145–159.
- Thomsen, IK & P Sørensen. 2006. Tillage-induced N mineralization and N uptake in winter wheat on a coarse sandy loam. *Soil and Tillage Research* 89: 58-69.
- Tilman, D; KG Cassman; PA Matson; RL Naylor & S Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671–677.
- Toledo, DM; SM Contreras Leiva; DF Fernández & S Vazquez. 2014. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas. 5–9 de mayo de 2014. Bahía Blanca, Argentina. 5 al 9 de mayo de 2014. En CD.
- Van Veen, JA & PJ Kuikman. 1990. Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. *Biogeochemistry* 11: 213-233.
- Vázquez, ME; LA Berasategui; ER Chamorro; LA Taquín & LA Barberis. 1990. Evolución de la estabilidad estructural y diferentes propiedades químicas según el uso de los suelos en tres áreas de la pradera pampeana. *Ciencia del Suelo* 8: 203-210.
- Verberne, ELJ; J Hassink; P De Willigen; JJR Groot & JA Van Veen. 1990. Modelling organic matter dynamics in different soils. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 38: 221–238.
- Vidal, I; L Longeri & JM Hétier. 1999. Nitrogen uptake and chlorophyll meter measurements in spring wheat. *Nutrient Cycle and Agroecosystems* 55: 1-6.
- Videla, C; JL Ferrari; HE Echeverría & MI Travasso. 1996. Transformaciones del nitrógeno en el cultivo de trigo. *Ciencia del Suelo* 14: 1-6.
- Vigil, MF & DE Kissel. 1991. Equations for estimating the amount of nitrogen mineralized from crop residues. *Soil Science Society of America Journal* 55: 757-761.

- Walley, F; T Yates; JW Groenigen & C van Kessel. 2002. Relationship between soil nitrogen availability indices, yield, and nitrogen accumulation of wheat. *Soil Science Society of America Journal* 66: 1549-1561.
- Wander, MM & MG Bidart. 2000. Tillage practice influences on the physical protection, bioavailability and composition of particulate organic matter. *Biology and Fertility of Soils* 32: 360–367.
- Wander, MM. 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. En: Magdoff, F *et al.* (eds.). *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. Pp. 67-102. Editorial CRC Press, Boca Raton, Florida, Estados Unidos.
- Wang, W; CJ Smith; PM Chalk & D Chen. 2001. Evaluating chemical and physical indices of nitrogen mineralization capacity with an unequivocal reference. *Soil Science Society of America Journal* 65: 368-376.
- Wang, WJ; CJ Smith & D Chen. 2003. Towards a standardised procedure for determining the potentially mineralisable nitrogen of soil. *Biology and Fertility of Soils* 37: 362-374.
- Waring, SA & JM Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *Nature* 201: 951-952.
- Waskom, RM; DG Westfall; DE Spellman & PN Soltanpour. 1996. Monitoring nitrogen status of corn with a portable chlorophyll meter. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 27: 545-560.
- Watts, DB; HA Torbert & SA Prior. 2007. Mineralization of nitrogen in soils amended with dairy manure as affected by wetting/drying cycles. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 38(15-16): 2103-2116.
- Weil, RR & F Magdoff. 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and health. En: Magdoff, F *et al.* (eds.). *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. Editorial CRC Press, Nueva York, Estados Unidos.
- Whalen, J; C Chang & B Olson. 2001. Nitrogen and phosphorus mineralization potentials of soils receiving repeated annual cattle manure applications. *Biology and Fertility of Soils* 34: 334-341.
- Whalen, JK & L Sampedro. 2010. *Soil Ecology and Management*. Centre for Agricultural Boiscience International, Inglaterra.
- Willson, TC; EA Paul & RR Harwood. 2001. Biologically active soil organic matter fractions in sustainable cropping systems. *Applied Soil Ecology* 16: 63-76.
- Wood, CW; DW Reeves & DG Himelrick. 1993. Relationships between chlorophyll meter readings and leaf chlorophyll concentration, N status, and crop yield: a review. *Proceedings of the Agronomy Society of New Zealand* 23: 1-9.
- Wyngaard, N. 2010. Efecto a largo plazo de la fertilización y los sistemas de labranza sobre las propiedades de un Argiudol y el rendimiento de maíz. Tesis Maestría, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina.
- Wyngaard, N; HE Echeverria; HR Sainz Rozas & GA Divito. 2012. Fertilization and tillage effect on soil properties and maize yield in a Southern Pampas Argiudoll. *Soil and Tillage Research* 119: 22-30.
- Yohannes, Y & J Hoddinott. 1999. Classification and regression trees: An introduction. Technical Guide 3. p. 26. International Food Policy Research Institute. Washington, D.C. EE.UU. 26pp.
- Zadoks, JC; TT Chang & CF Konzak. 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research* 14: 415-421.
- Zebarth, BJ; CF Dury; N Tremly & AN Cambouris. 2009. Opportunities for improved fertilizer nitrogen management in production of arable crops in eastern Canada: A review. *Canadian Journal of Soil Science* 89: 113-132.
- Zibilske, LM; JM Bradford & JR Smart. 2002. Conservation tillage induced changes in organic carbon, total nitrogen and available phosphorus in a semi-arid alkaline subtropical soil. *Soil and Tillage Research* 66: 153-163.
- Zilio, J; F Frolla & H Krüger. 2014. Variabilidad climática, fertilidad edáfica y rendimientos de trigo en la zona semiarida. *Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del*

Suelo. 5-9 de mayo de 2014. Bahía Blanca, Argentina.