



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

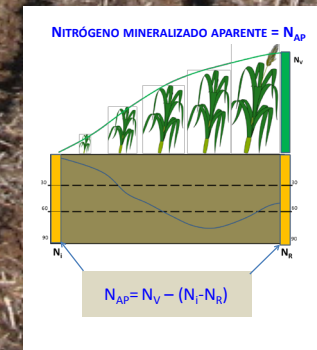
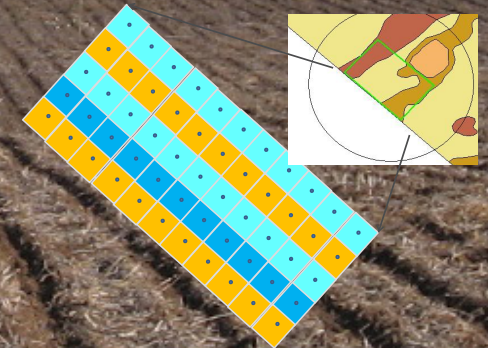
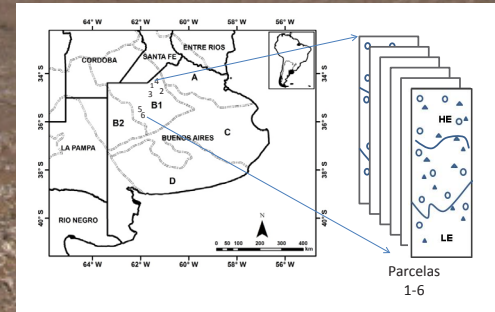
Programa de Doctorado

Ciencia y Tecnología Ambiental

TESIS DOCTORAL

VARIABILIDAD DE LA MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO
A ESCALA INTRAPARCELA Y SUS CONSECUENCIAS
SOBRE LA FERTILIZACIÓN DE LOS CULTIVOS

VARIABILIDAD DE LA MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO A ESCALA INTRAPARCELA
Y SUS CONSECUENCIAS SOBRE LA FERTILIZACIÓN DE LOS CULTIVOS



MA.
MERCEDES
ZUBILLAGA

2016

MARÍA DELAS MERCEDES ZUBILLAGA

Julio 2016



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Programa Oficial de Doctorado en Ciencia y Tecnología Ambiental

Tesis Doctoral

**VARIABILIDAD DE LA MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO
A ESCALA INTRAPARCELA Y SUS CONSECUENCIAS
SOBRE LA FERTILIZACIÓN DE LOS CULTIVOS**

Presentada por:

María de las Mercedes Zubillaga

Directores:

**Miguel L. Cabrera
Antonio Paz González**

Julio 2016



D. Miguel L. Cabrera, Profesor del “Department of Crop and Soil Sciences”, University of Georgia (USA) y **D. Antonio Paz González**, Catedrático de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de A Coruña,

CERTIFICAN

Que la presente memoria titulada “**Variabilidad de la mineralización de nitrógeno a escala intraparcela y sus consecuencias sobre la fertilización de los cultivos**”, que para optar al grado de Doctor por la Universidad de A Coruña (UDC) presenta **Dña. María de las Mercedes Zubillaga**, ha sido realizada bajo nuestra dirección y supervisión dentro del Programa Oficial de Doctorado en Ciencia y Tecnología Ambiental de la UDC.

Considerando que constituye trabajo de Tesis Doctoral, autorizamos su presentación.

Y para que así conste, firmamos el presente certificado en Athens, Georgia, USA y A Coruña, a 27 de junio de 2016.

Fdo.: Miguel L. Cabrera

Fdo.: Antonio Paz González

AGRADECIMIENTOS

El trayecto fue largo pero gracias a Dios se llegó a destino. Estoy feliz por hacer realidad este sueño. Muchas personas han ido acompañándome en distintas etapas y situaciones. A todos mi agradecimiento infinito!!

A mi director, Dr. Miguel Cabrera, por la confianza depositada en mi desde el principio. Te agradezco el haberme recibido en tu Laboratorio en la Universidad de Georgia en varias oportunidades y desarrollar parte de la experimentación. No dejo de reconocer y agradecer tu disposición para la discusión de resultados a pesar de la distancia, la verdad que durante el desarrollo de la misma hemos sido testigos del avance de la comunicación (llamadas telefónicas, cientos de mails, cortos intercambios en eventos científicos: AACCS 2004; IPNI 2007, 2015; ASA Meeting 2012 y 2013; y por ultimo llegamos al *Skype*). Gracias Miguel, logramos cumplir la etapa!!

A mi codirector, Dr. Antonio Paz González, por brindarme la posibilidad de institucionalizar al proyecto de tesis doctoral en la Universidad de la Coruña. Gracias Tucho, por tu constante apoyo logístico.

A la Universidad de La Coruña por el soporte institucional para poder llevar a cabo la culminación de esta tesis doctoral.

A la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires por permitirme avanzar en mi camino profesional como Docente e Investigadora.

A todo el grupo de tesis de grado y becarios de la FAUBA que hemos compartido muchos viajes de campo, tiempo en laboratorio y demás....formando parte de mi vida profesional (Esteban Mosso, José Pastori, Marcos Falcón, Maximiliano Pérez, Augusto García, Francisco Bugallo, Remigio Garmendia y Matías Garat). Y especialmente, a Matías H. Redel por compartir muchas discusiones valiosas en el transcurso final de la tesis.

Al Ing.Agr. Nicolás Vaio y a John Rema por su invaluable ayuda en las determinaciones analíticas en UGA, EE.UU.

A los Drs. Pablo Cipriotti y Julio Di Rienzo, por su orientación y auxilio en temas arduos como la estadística espacial.

Al Ing.Agr. Fabio Solari por siempre estar en la mira.... Gracias por tu asistencia con los datos altimétricos.

Al Ing.Agr. Beto Micheloud y a Eliana Dibeco les agradezco la posibilidad de permitirme analizar el MSA CERES-N.

A los integrantes de los Establecimientos Las Balas (Localidad de Vedia) y La Espartina (Localidad de Daireaux) por facilitar los sitios de muestreo y ensayos a campo.

Y finalmente, a mi hermosa familia, que incondicionalmente estuvieron siempre apoyándome y siendo el motor e inspiración de mis acciones.

Esta tesis se ha enmarcado en los siguientes proyectos de investigación de FAUBA que he dirigido: UBACyT AG 626 (2003); UBACyT AG 103 (2004-2007); UBACyT G028 (2008-10), UBACyT 2002010010757 (2011-14). Los intercambios a EE.UU. se han insertado en el marco del PROMAGRO.

A mi esposo **Eduardo**,
compañero de todos mis proyectos y cómplice de mis sueños.

A **Eugenia, Luciana, Ignacio y Francisco**,
mis hijos amados,
porque **con y por ellos** fue posible!!

A **María**, mi mamá,
por enseñarme a no bajar los brazos **NUNCA**

RESUMEN

Actualmente existe una evolución en el enfoque de la gestión de los cultivos a escala de parcela. La implementación de la fertilización variable de N requiere un aumento en la resolución y análisis de los procesos que afectan la disponibilidad de N para los cultivos. En este sentido, el uso de fertilizantes debe adecuarse a los procesos relacionados con la provisión de nutrientes. En los sistemas agrícolas de bajos insumos la disponibilidad de N está principalmente asociada a la tasa de mineralización del nitrógeno de la materia orgánica. La cuantificación de la mineralización del nitrógeno por balance de masas (Nap) a escala intraparcela es necesaria para mejorar las actuales recomendaciones de fertilizantes N. La tesis abordará la valoración de la mineralización de nitrógeno orgánico a través de diferentes aproximaciones a escala de parcela para el cultivo de maíz en la región de la Pampa Interior Plana, Argentina, donde predominan a escala de lote los suelos Hapludoles Típicos en las posiciones más bajas del relieve y los Hapludoles Enticos en las posiciones más elevadas. En el primer capítulo introductorio se presentan los antecedentes sobre el manejo de la heterogeneidad espacial de la fertilización variable del nitrógeno a escala de parcela en sistemas de producción agrícola de la Región Pampeana argentina y la fundamentación de la importancia de valorarla en dichos sistemas. En el capítulo 2, se describe la variabilidad espacial del N mineralizado aparente en diferentes subzonas delimitadas a escala de parcela y su relación con distintos atributos de suelo, clima y cultivo. Se proponen modelos predictivos de la cantidad de N mineralizado basados en clima, suelos, y características espectrales del cultivo. En el capítulo 3, se evalúa la variabilidad de la mineralización aparente de N (Nap)

a una mayor escala de resolución y la validez de incluir la autocorrelación espacial en los modelos de predicción a través de atributos de sitio (suelo, cultivo, altimetría). Los modelos lineales mixtos permiten capturar la estructura de covarianza de la distribución espacial de los residuos de los modelos. En el capítulo 4, se valida y calibra la subrutina de N del CERES-Maíz para estimar el N mineralizado aparente y se cuantifica la variabilidad temporal del Nap estimado y su relación con variables de sitio. Las consideraciones finales se presentan en el capítulo 5.

A escala de subzonas delimitadas por posición topográfica, el mejor modelo predictivo del Nap utilizó a la fracción limo y las precipitaciones acumuladas durante el periodo de septiembre a noviembre con un coeficiente de determinación del 62%. También se proponen otros modelos de predicción con buenos ajustes que han utilizado variables de reflectancia del cultivo (NDVI), concentración de arena en modelos univariados o bivariados.

Se encontraron evidencias suficientes para detectar la presencia de autocorrelación espacial en los modelos mixtos (escala 25 m) que predicen el Nap con la fracción arena y el nitrógeno potencialmente mineralizable con un coeficiente de determinación del 58%. En cambio, los modelos de estimación de Nap a partir de variables topográficas, tal como la cota y de cultivo tal como la reflectancia capturada a través del índice del desplazamiento del borde rojo capturado en 10 hojas expandidas del cultivo de maíz no han requerido reestimación de parámetros por autocorrelación espacial. Por lo tanto, para la

estimación con estas variables los modelos de regresión lineal ordinarios fueron válidos.

El modelo CERES-N simuló el N mineralizado durante el ciclo del cultivo de maíz para la zona en estudio con un error promedio del 20%, mostrando sensibilidad a los cambios de sitios a escala de lote, preferentemente relacionados con la calidad del sustrato a mineralizar y la capacidad de almacenamiento de agua. El parámetro SLNF igual a 2,5 ha sido seleccionado en la calibración de la subrutina CERES-N para los sitios evaluados a escala de lote. El análisis de la variabilidad temporal del N mineralizado a escala de lote con la inclusión de una serie histórica climática de 33 años, permitió estimar la probabilidad de ocurrencia de niveles de aportes por esta vía. Los sitios con mayor calidad de suelo han mostrado una mayor variabilidad temporal del N mineralizado durante el ciclo del cultivo. Los sitios ubicados en las posiciones de loma muestran menores contenidos de N mineralizado y también menor rango de variabilidad, siendo los límites de 47 a 108 kg N ha⁻¹. En cambio, en las posiciones más bajas del lote, el aporte de N mineralizado durante el ciclo del cultivo fue mayor, con un rango de 105 a 190 kg N ha⁻¹.

RESUMO

Actualmente existe unha evolución no enfoque da xestión dos cultivos a escala de lote. A execución da fertilización variable de N require un aumento na resolución e análise dos procesos que afectan a dispoñibilidade de N para os cultivos. Neste sentido, o uso de fertilizantes debe adecuarse aos procesos relacionados coa provisión de nutrientes. Nos sistemas agrícolas de baixos insumos a dispoñibilidade de N e outros minerais é función das taxas de descomposición de residuos e principalmente da taxa de mineralización do nitróxeno da materia orgánica. A cuantificación da mineralización do nitróxeno por balance de masas (Nap) a escala de lote é necesaria para mellorar as actuais recomendacións de fertilizantes N. Esta tese aborda a valoración da mineralización de nitróxeno orgánico a través de diferentes aproximacións a escala de lote para o cultivo de millo na rexión da Pampa Interior Plana, Arxentina onde predominan a escala de lote os solos chamados Hapludoles Típicos nas posicións máis baixas do relevo e os Hapludoles Enticos nas posicións máis elevadas. No primeiro capítulo introdutorio preséntanse os antecedentes sobre o manexo da heteroxeneidade espacial da fertilización variable do nitróxeno a escala de parcela en sistemas de produción agrícola da Rexión Pampeana arxentina e fundamentase a importancia de valorar a mineralización do nitróxeno nos devanditos sistemas. No capítulo 2, descríbese a variabilidade espacial do N mineralizado aparente en diferentes subzonas delimitadas escala de lote e a súa relación con distintas propiedades do solo, clima e cultivo. Propóñense modelos para

predecir da cantidade de N mineralizado baseados en clima, solos, e características espectrais do cultivo. No capítulo 3, avalíase a importancia da autocorrelación espacial nos modelos estatísticos de predición de Nap a partir de atributos de sitio (solo, cultivo e altimétricos) a partir dunha rede de mostraxe xeorreferenciada (equidistancia de mostraxe 25 m). No capítulo 4, validouse e calibrouse a subrutina de N do CERES-Millo para estimar o N mineralizado aparente e cuantificouse a variabilidade temporal do Nap estimado e a súa relación con variables de sitio. As consideracións finais preséntanse no capítulo 5.

A escala de subzonas delimitadas por posición topográfica, o mellor modelo de predición do Nap utilizou á fracción limo e as precipitacións acumuladas durante o período de setembro a novembro cun coeficiente de determinación do 62%. Tamén se propón outros modelos de predición con bos axustes que utilizaron variables de reflectancia do cultivo (NDVI), concentración de area en modelos univariados ou bivariados.

Atopáronse evidencias suficientes para detectar a presenza de autocorrelación espacial nos modelos mixtos (escala 25 m) que poden predecir o Nap coa fracción area e o nitróxeno potencialmente mineralizable cun coeficiente de determinación do 58%. En cambio, os modelos de estimación de Nap a partir de variables topográficas, tal como a cota e de cultivo tal como a reflectancia capturada a través do índice do desprazamento do bordo vermello capturado en 10 follas expandidas do cultivo de millo non requiriron reestimación de parámetros por autocorrelación espacial. Por tanto, para a estimación con estas variables os modelos de regresión lineal ordinarios foron válidos.

O modelo CERES-N simulou o N mineralizado durante o ciclo do cultivo de millo para a zona en estudo cun erro media do 20%, mostrando sensibilidade aos cambios de sitios a escala de lote, preferentemente relacionados coa calidade do substrato a mineralizar e a capacidade de almacenamento de auga. O parámetro SLNF igual a 2,5 foi seleccionado na calibración da subrutina CERES-N para os sitios avaliados a escala de lote. A análise da variabilidade temporal do N mineralizado a escala de lote coa inclusión dunha serie histórica climática de 33 anos, permitiu estimar a probabilidade de ocorrencia de niveis de achegues por esta vía. Os sitios con maior calidade de chan mostraron unha maior variabilidade temporal do N mineralizado durante o ciclo do cultivo. Os sitios situados nas posicións de lomba mostran menores contidos de N mineralizado e tamén menor rango de variabilidade, sendo os límites de 47 a 108 kg N ha⁻¹. En cambio, nas posicións máis baixas da parcela, o aporte de N mineralizado durante o ciclo do cultivo foi maior, cun rango de 105 a 190 kg N ha⁻¹.

ABSTRACT

The approach commonly used for crop management at the plot scale is nowadays changing its focus. The implementation of variable N fertilization requires an increase in the resolution and analysis of the processes that affect N availability for the crops. Therefore, the use of fertilizers needs to be adapted to all the processes that are related to the provision of nutrients to plants. In agricultural systems of low inputs, the availability of N and other elements is a function of the rates of waste decomposition, and depends mainly on the rate of mineralization of the nitrogen contained in the soil organic matter. The quantification of the nitrogen mineralization using a mass balance (Nap) at the field scale is a prerequisite to improve the current recommendations of fertilization with N. The aim of this Ph. D. thesis was to evaluate the mineralization of organic nitrogen through different approaches at the field scale under a maize crop for the specific region of the Flat Inland Pampas. The main soils found in this area are Typic Hapludolls in the lowest landscape positions and Entic Hapludols at the relatively highest positions.

The first chapter of this thesis contains an introduction, which describes the antecedents found in the literature about management of spatial heterogeneity for site specific or variable nitrogen fertilization at the field scale in agricultural systems of the Argentinean Pampean. In addition, the chapter provides support for the importance of nitrogen mineralization in the studied systems. Chapter 2 analyses the spatial variability of apparent N mineralized in different subareas at the field scale and its relationship with various soil, climate, and crop properties. Predictive models for assessing the quantity of mineralized N based on climatic, soil and

spectral radiance characteristics of the crop are proposed. In chapter 3, the importance of spatial autocorrelation is considered when using statistical models of prediction for Nap prediction from site attributes (soil, crop and altitude) measured over a georeferenced grid (equidistance of sampling 25 m). In the chapter 4, the validity of a calibrated subroutine of the CERES-Corn model to estimate apparent N mineralization is analysed, and also this model is used to quantify the temporal variability of the estimated Nap and its relationship with site variables. Final considerations are presented in chapter 5.

At the subarea scale defined by the topographic position, the best predictive model for assessing Nap included the variables silt fraction and precipitations accumulated during the period September to November, and resulted in a coefficient of determination of 62%. Also other univariate and bivariate models of prediction were proposed, as they yield good adjustments, using crop reflectance (NDVI), and sand content as predictive variables.

Sufficient evidence for the presence of spatial autocorrelation was found for the mixed models (at the sampling scale of 25 m), which were able to predict the relationship between the sand fraction and the potential nitrogen mineralization with a coefficient of determination of 58%. In contrast the models for estimating Nap from topographical variables, such as the height of the sampling point, and from crop variables such as the reflectance assessed in 10 leaves of the corn crop didn't require an "ad-hoc" recalibration of the spatial autocorrelation parameters. Therefore, models of ordinary linear regression were found to be valuable for estimating N mineralization from the measured variables.

The CERES-N model was able to simulate the N mineralization during the maize crop cycle for the studied area with an average error of 20%. Thus, this model showed sensitivity to the changes of sample location at the field scale, which mainly were related to the quality of the substrate to be mineralized and to the soil water storage. The parameter SLNF with a value equal to 2,5 was selected to perform the calibration of the subroutine CERES-N for the sites evaluated at the field scale. The analysis of the temporal variability of the N mineralization at the field scale taken into account historical climatic series with a length of 33 years allowed estimating the probability of occurrence of N inputs from mineralization. The sampled sites with higher soil quality showed a greater temporal variability of N mineralization along the crop cycle. The sites located at the top positions within the field showed lower levels of N mineralization and also exhibited a lower variability in nitrogen mineralized, which ranged from 47 to 108 kg N ha⁻¹. In the lowest positions of the field, the contribution of N mineralization during the crop cycle was higher, ranging from 105 to 190 kg N ha⁻¹.

INDICE

CAPÍTULO I.....	1
INTRODUCCION GENERAL Y OBJETIVOS	1
1.1.- PANORAMA AGRÍCOLA DE LA REGIÓN PAMPEANA.....	1
1.2.- CONSUMO DE FERTILIZANTES Y BALANCE DE NUTRIENTES	7
1.3.- FERTILIZACIÓN DE CULTIVOS.....	13
1.4.- SISTEMAS DE RECOMENDACIÓN DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA.....	15
1.5.- MANEJO DE LA HETEROGENEIDAD ESPACIAL A ESCALA DE LOTE	20
1.6.- IMPORTANCIA DE LA MINERALIZACIÓN DE N EN LOS SISTEMAS DE FERTILIZACIÓN VARIABLE.....	28
1.7.- BIBLIOGRAFIA.....	32
CAPITULO II.....	40
FIELD-SCALE N MINERALIZATION ON INLAND FLAT PAMPAS SOILS.....	40
2.1. – INTRODUCTION.....	40
2.2. - MATERIALS AND METHODS	46
2.2.1.- EXPERIMENTAL SITES AND GENERAL CHARACTERIZATION OF THE STUDY AREA ...	46
2.2.2. - MEASUREMENTS IN EACH SITE.....	50
2.2.3.- STATISTICAL ANALYSIS.....	51
2.3. - RESULTS AND DISCUSSION	53
2.3.1. - GENERAL CHARACTERISTICS OF THE SAMPLED AREAS.....	53
2.3.2. - CHARACTERIZATION OF THE MANAGEMENT ZONES DELIMITED AT FIELD SCALE....	56
2.3.4. - MODEL TESTING	63
2.4. - CONCLUSIONS	65
2.5.- REFERENCES	66
CAPITULO III.....	72
ESTIMACIÓN DE LA MINERALIZACION DE NITROGENO APARENTE A ESCALA INTRALOTE	72
3.1.- INTRODUCCIÓN	72
3.2.- MATERIALES Y METODOS	77
3.3.- RESULTADOS Y DISCUSION.....	83
3.3.1.- ANÁLISIS EXPLORATORIO.....	83

3.3.2.- DESCRIPCIÓN DE ATRIBUTOS AUXILIARES Y RELACIÓN CON NAP	85
3.3.3.- MODELOS DE ESTIMACIÓN DE NAP CON DATOS AUXILIARES	89
3.3.4.- ANÁLISIS EXPLORATORIO DE LOS RESIDUALES.....	91
3.3.5.- MODELOS DE EFECTO MIXTO ESPACIAL PARA LA PREDICCIÓN DE NAP	95
3.4.- CONCLUSIONES	100
3.5.- BIBLIOGRAFIA.....	101
CAPITULO IV.....	106
EVALUACIÓN DE LA SUBROUTINA N DEL MODELO CERES PARA ESTIMAR LA MINERALIZACIÓN DE N APARENTE DEL SUELO	106
4.1.- INTRODUCCIÓN	106
4.2.- MATERIALES Y METODOS	114
4.2.1.- MUESTREO SISTEMÁTICO EN GRILLA.....	115
4.2.2.- DETERMINACIÓN DEL N INICIAL Y RESIDUAL EN EL SUELO.....	117
4.2.3.- DETERMINACIÓN DEL N ACUMULADO EN EL VEGETAL.....	118
4.2.4.- BALANCE DE MASAS DE NITRÓGENO.....	118
4.2.5.- MINERALIZACIÓN POTENCIAL DE N	120
4.2.6.- MODELOS DE MINERALIZACIÓN DE N.....	122
4.2.7.- PREDICCIÓN DE N MINERALIZADO A CAMPO.....	123
4.2.8.- NITRÓGENO POTENCIALMENTE MINERALIZABLE CON MÉTODOS RÁPIDOS	124
4.2.9.- DESCRIPCIÓN DEL MODELO CERES-N.....	125
4.2.10.- VARIABILIDAD TEMPORAL DEL N MINERALIZADO ESTIMADO CON CERES-MAIZ .	127
4.3.- RESULTADOS Y DISCUSION.....	127
4.3.1.- CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA DE LA CAMPAÑA Y BALANCE DE MASAS DE N	127
4.3.2.- CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE LA SUBROUTINA N DE CERES.....	130
4.3.3.- PARAMETROS DE LA MINERALIZACION A ESCALA DE INTRAPARCELA.....	135
4.3.4.- PREDICCIÓN DE N MINERALIZADO APARENTE A PARTIR DE LOS PARAMETROS DE LA MINERALIZACIÓN	139
4.3.5.- VARIABILIDAD TEMPORAL DE NAP SEGÚN SERIE HISTÓRICA CLIMÁTICA (1981-2014)	141
4.3.6.- PROBABILIDAD ACUMULADA DE OCURRENCIA DE N MINERALIZADO (N_{AP}) A ESCALA INTRAPARCELA	147
4.4.- CONCLUSIONES	152
4.5.- BIBLIOGRAFÍA.....	154

CAPITULO V.....	164
CONSIDERACIONES FINALES.....	164
5.1.- LOS APORTES MÁS DESTACADOS DE ESTE TRABAJO DE TESIS SE RESUMEN A CONTINUACIÓN	169
5.2.- POSIBILIDADES DE INVESTIGACIÓN PARA EL FUTURO	170

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de la Región Pampeana delimitando las principales subregiones.	2
Figura 2. Evolución de la superficie destinada a cultivos de grano en la Región Pampeana Argentina.....	5
Figura 3. Evolución de la producción de cultivos de granos en la Región Pampeana.....	6
Figura 4. Evolución de consumo de fertilizantes en la Argentina en los últimos 25 años. ...	8
Figura 5. Evolución de la relación Fertilización/Exportación en grano de nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) y potasio (K) para soja, maíz, trigo y girasol en Argentina entre 1993 y 2013.	9
Figura 6. Evolución del consumo de nutrientes: nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) y potasio (K) en Argentina entre 1993 y 2009.	11
Figura 7. Distribución de cultivos en el consumo de fertilizantes nitrogenados y fosforados para la campaña 2014.	12
Figura 8. Diagrama de la determinación de dosis de N según la demanda de N por el vegetal y la oferta de N del suelo.....	15
Figura 9. Evolución del enfoque del manejo de los cultivos a nivel lote.....	22
Figura 10. Proceso de delimitación de subzonas de manejo mediante el análisis de información espacial.	24
Figura 11. Principales características de subzonas intralote y la fertilización variable.....	25
Figura 12. A Location of study area in the subregion of the Inland-Pampa (Flat Pampas). 47	
Figura 13. Indices of precipitation for each corn growing season (lines) and apparent N mineralized (bars).	53
Figura 14. Observed vs estimated apparent nitrogen mineralization estimated by a polynomial regression model that uses: a) silt content (Si), b) sand content (Sa); c) NDVI between V6 and V8 corn crop; d) zone (MZ) within the field and accumulated precipitation during sept-nov (P_{SN}); e) Relative terrain elevation (RTE) and P_{SN}	64
Figura 15. Distribución de probabilidad normal del Nap a escala de lote	84
Figura 16. Distribución espacial del Nap a escala de parcela	84

Figura 17. Distribución de probabilidad de las variables auxiliares de suelo, cultivo y topográficas a escala de parcela	87
Figura 18. Diagnóstico de Normalidad de los Residuos de los Modelos ajustados por mínimos cuadrados.....	92
Figura 19. Distribución espacial de los residuales de los modelos de regresión lineal de Nap según distintas aproximaciones versus las coordenadas latitudinales.....	93
Figura 20. Semivariogramas experimentales de los residuos de los modelos de regresión lineal.....	94
Figura 21. Modelos predictivos univariados de Nap a través de ajustes de modelos lineales para las variables cota y REIPv10.....	98
Figura 22. Modelos predictivos bivariados de Nap a través de ajustes de modelos lineales (Cota y REIP _{v10}), según parámetros Tabla 11 y por ajustes de modelos mixtos (Arena y N_0).	99
Figura 23 Mapa de la parcela del ensayo, los puntos de muestreo señalados (Fn).....	116
Figura 24. Preparación de las muestras de suelo para la incubación aeróbica en cámara a 25 °C en dos acuarios (Repetición 1 y Repetición 2).	121
Figura 25. Versión de la subrutina de estimación de Nap a partir de parámetros de mineralización (N_0 y K_0) implementada con Stella.....	123
Figura 26. Subrutina de Nitrógeno de Suelos en el modelo CERES.....	126
Figura 27. Datos de temperaturas medias máximas y mínimas mensuales y precipitaciones acumuladas (mm) de la campaña agrícola 2004/05 y las temperaturas medias máximas y mínimas mensuales y precipitaciones mensuales acumuladas promedio de la serie histórica (1981-2014).	128
Figura 28. N mineralizado a partir de datos simulados con diferentes SLNF (en líneas) y N mineralizado medido a campo (triángulos) para cada sitio del lote.	131
Figura 29. N mineralizado observado vs N mineralizado simulado con la subrutina CERES N v. 3,5 según diferentes SLNF que ajustan a k	133
Figura 30. Valores de N mineralizado observados y predichos desde modelo de cinética de primer orden estimados con parámetros N_0 y k_0 ajustados por características edáficas y climáticas del periodo de cultivo.	140

Figura 31. Evolución de datos climáticos durante el ciclo del cultivo (Septiembre-Febrero) de la serie histórica (1981-2014). A. Temperaturas máximas, mínimas , medias y amplitud térmica. B Precipitaciones acumuladas .	143
Figura 32. Evolución temporal del N mineralizado (Nap) simulado (CERES Nv.3.5) según serie histórica del clima (1980-2014) y los 38 sitios intraparcela.	144
Figura 33. Relación del N mineralizado (kg N ha^{-1}) simulado para 38 sitios intraparcela y las variables climáticas de la serie histórica (1981-2014):	146
Figura 34. Probabilidad (frecuencia) acumulada del N mineralizado durante el cultivo de maíz en distintos sitios intraparcela (Serie histórica 1981-2014).	147
Figura 35. Probabilidades del N mineralizado simulado (5; 25; 50; 75 y 95 % de la probabilidad acumulada) según la concentración de arena de los sitios intralote.	149
Figura 36. Probabilidades del N mineralizado (5; 25; 50; 75 y 95 % de la probabilidad acumulada) según la concentración de C orgánico de los sitios intralote.	150
Figura 37. Probabilidades del N mineralizado (5; 25; 50; 75 y 95 % de la probabilidad acumulada) según la posición altimétrica de los sitios a escala intralote.	151

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Principales suelos de la Región Pampeana (adaptado de Salazar Lea Plaza y Moscatelli, 1989).....	3
Table 2. Description Experimental Field and Zones at field scale	49
Table 3. Mean, maximum, and minimum values, standard deviation, coefficient of variation and skewness for topsoil properties (0-30 cm depth), climatic variables, and reflectance measurements.	55
Table 4. General characteristics of the homogenous zones at each site (LE=Low relative elevation; ME = medium relative elevation; HE= high relative elevation). The soil variables were measured in the top 0-30 cm. Means followed by the same letter are not significantly different according to Fisher's LSD at $p<0.05$	57
Table 5. Spearman's correlation coefficient (r_s) for DANM versus edaphic (E), topographic (T), reflectance (R) and climatic (C) variables.	58
Table 6. Functions for predicting DANM ($\text{g N ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) at different MZ at field scale using soil, topographical, reflectance and climatic characteristics in simple and multiple linear regressions. Variables: Sa (%); RTE (%); NDVI (%), P_{SN} (mm) y P_{OF} (mm). Dummy variable: MZ management zone: LE, ME and HE.....	61
Tabla 7. Estadísticas de resumen de los atributos edáficos, cultivos y topográficos.....	86
Tabla 8. Coeficientes de correlación de Spearman's (r_s) para Nap (kg N ha^{-1}) y datos auxiliares: edáficas (E), topográficas (T) y reflectancia del cultivo (R).** $P<0.0001$; * $P<0.001$	88
Tabla 9. Funciones de predicción de Nap ($\text{g N ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) a escala de lote seleccionados según diferentes alternativas de datos auxiliares (edáficas, topográficas y cultivo). Ajustados por ML (OMS, mínimos cuadrados)	90
Tabla 10. Medidas de Ajuste de los Modelos según se analice con estructura (E) o sin estructura (SE) los modelos que estiman Nap con datos auxiliares a escala de lote.....	95
Tabla 11. Parámetros reestimados de los modelos con estructura espacial (Intercepción, β_1 y β_2); RSE (Residual standard error).....	96
Tabla 12. Características con valor diagnóstico en Hapludol Típico (serie Las Balas) y Hapludol Entico (serie El Fortín) (Niborski, 2000).....	115

Tabla 13. Estadísticas resumen de la cantidad de N acumulado en vegetal, malezas, residuos de cultivo antecesor y N de nitratos al inicio y final del ciclo del cultivo de maíz.	129
Tabla 14. Relaciones de ajuste del valor medio Nap observado y predicho con la subrutina CERES-N con diferentes SLNF para 24 sitios ubicados a escala intralote	132
Tabla 15. Estadísticas de resumen de los parámetros de mineralización del N por aproximaciones funcionales.....	136
Tabla 16. Estadísticas de resumen de indicadores rápidos de Nitrógeno potencialmente mineralizable.....	137
Tabla 17. Relaciones de correlación (<i>Pearson</i>) entre NPM cortos y los parámetros de mineralización por incubaciones aeróbicas largas.	138
Tabla 18. Relaciones de ajuste del valor medio de Nap observado y Nap predicho a partir de cinética de primer orden con N_0 y k_0 para diferentes sitios intralote.	141

CAPÍTULO I

INTRODUCCION GENERAL Y OBJETIVOS

1.1.- PANORAMA AGRÍCOLA DE LA REGIÓN PAMPEANA

La Región Pampeana ha sido tradicionalmente considerada una de las principales regiones agrícolas del mundo, con una extensión aproximada de 52 millones de hectáreas. La agricultura en sus pastizales naturales tiene su origen en 1870. Durante décadas los sistemas de explotación se basaron en períodos alternados de agricultura y de ganadería. Los principales cultivos de la región son granos, cereales y oleaginosos. Se trata de una de las regiones de cultivos extensivos de clima templado más importante del Hemisferio Sur, que presenta varias características tales como la ausencia de limitaciones por inviernos con suelos congelados o por estacionalidad pluviométrica, por lo que puede ser cultivada todo el año; la ganadería se encuentra superpuesta con las áreas de cultivos de granos. Sólo en los últimos años comenzaron a segregarse ambos tipos de producciones, y eso sólo en algunas subregiones.

La Región Pampeana se subdivide según características geomorfológicas a través de las comunidades vegetales y edáficas (Figura 1). La subregión más estudiada y la de mayor desarrollo agrícola es la Pampa Ondulada, que se ubica en el norte de la provincia de Buenos Aires, sur de Santa Fe y este de Córdoba. Un área que comprende a la Pampa Mesopotámica, se encuentra en la provincia

de Entre Ríos. Otra subregión es la llamada agronómicamente **Pampa Interior Plana**, que se extiende básicamente por el centro y el oeste de Buenos Aires.

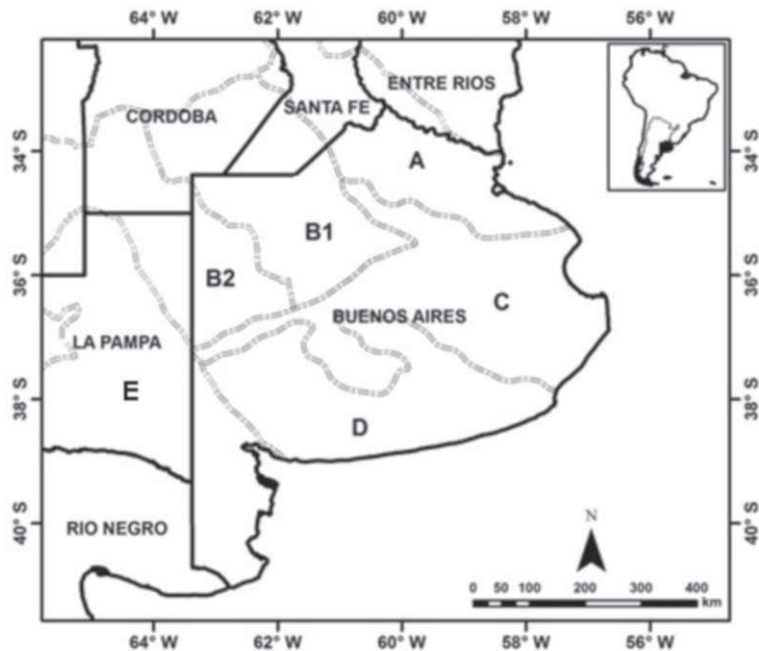


Figura 1. Mapa de la Región Pampeana delimitando las principales subregiones. (León et al., 1984). Líneas punteadas delimitan subregiones de la Pampa: A: Pampa Ondulada (húmeda), B1: Pampa Interior Plana (subhúmeda); B2: Pampa Interior Occidental (subhúmeda seco), C: Pampa Deprimida (húmeda) y D: Pampa Austral (húmeda y subhúmeda) y E Pampa Semiárida. Líneas enteras indican límites provinciales.

Una cuarta subregión es la Pampa Deprimida, que se ubica en el centro de la provincia de Buenos Aires. Otra importante subregión es la Pampa Austral ubicada en el Sudeste Bonaerense, que incluye varios partidos ubicados al sur de la Pampa Deprimida y el Sudoeste Bonaerense, que abarca el suroeste y sur de la Provincia de Buenos Aires. Otra subregión agronómica, sin exacto correlato con la

geomorfología o la vegetación, es la llamada Región Semiárida Pampeana, que abarca el este de La Pampa y Sudeste de Córdoba.

En toda la Región Pampeana predominan los suelos del orden de los Molisoles. La distribución de los distintos subgrupos de suelos es compleja en la región, ya que intervienen diversos factores, que afectan el panorama regional. La Tabla 3 presenta una síntesis de los suelos que predominan en cada subregión y los principales suelos acompañantes.

Tabla 1. Principales suelos de la Región Pampeana (adaptado de Salazar Lea Plaza & Moscatelli, 1989)

Subregión	Suelos predominantes
Pampa Ondulada A	Argiudoles Típicos. Argiudoles vérticos
Pampa Interior Plana B1	Hapludoles Típicos; Hapludoles Enticos
B2	Hapludol Entico; Hapludol Típico Haplustol
Pampa Deprimida C	Natracuoles Típicos
Pampa Austral D1	Argiudoles Típicos
D2	Hapludoles Típicos Haplustoles
Región Semiárida Pampeana (E)	Haplustoles Típicos Haplustoles Enticos

En la región el manejo de los suelos, y los cultivos, han mostrado una evolución similar a lo ocurrido en las grandes praderas de EE.UU. Originariamente, la producción de cultivos se basó en la gran fertilidad natural de los suelos, cobrando importancia distintas prácticas de manejo como la rotación de cultivos, rotación agrícola ganadera, abonos verdes, entre otros. Sin embargo, a partir de la mitad del siglo XX se manifiesta diferencias marcadas entre ambas regiones. Los suelos y los cultivos de EE.UU comenzaron a utilizar fertilizantes sintéticos mientras que en los sistemas pampeanos no se produjo tal adopción, debido a la desfavorable relación de precios insumos/ producto (kg grano/kg nutriente).

Los sistemas de cultivo en la Argentina han experimentado importantes cambios en los últimos 20 años. Los rendimientos han incrementado rápidamente (28, 40 y 128 kg ha⁻¹ año⁻¹ para soja, trigo y maíz respectivamente) relacionados con la amplia adopción de sistemas de siembra directa, incremento en el consumo de fertilizantes y desarrollo de variedades de cultivos con alto potencial de rendimientos y resistentes a herbicidas e insectos (Satorre, 2011, Grassini *et al.*, 2013; Andrade *et al.*, 2015).

Los principales cultivos de la Región Pampeana son la soja (*Glicine max* (L.) Merr.), trigo (*Triticum aestivum* L.) y maíz (*Zea mays* L.) los cuales representan el 78% de la superficie total del área (FAOSTAT & FAO, 2016).

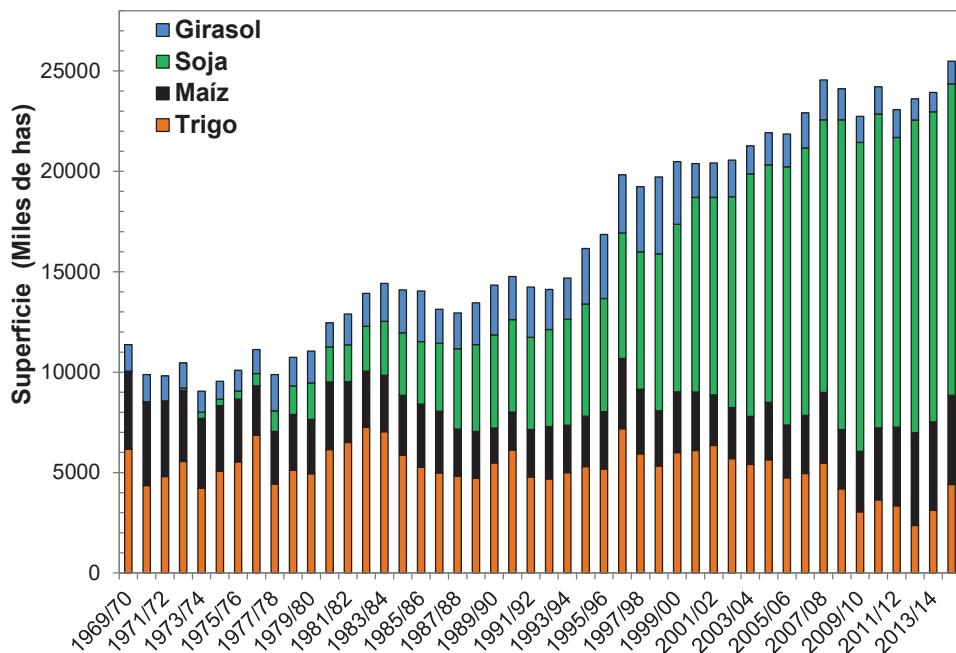


Figura 2. Evolución de la superficie destinada a cultivos de grano en la Región Pampeana Argentina. *Datos obtenidos de <http://sija.gov.ar>*

En la Figura 3 se evidencia que desde el comienzo de la década del '90 se ha triplicado la producción agrícola de la región. Por lo tanto, el incremento en la producción de cultivos de la región se relacionó por un lado al aumento de la superficie cultivada (Figura 2) y por otro al incremento de los rendimientos de los cultivos (Andrade *et al.*, 2015). Los factores que contribuyeron al incremento de los rendimientos fueron entre otros la mejora genética, ajustes en la fecha de siembra, mejor control de malezas y adversidades. Y relacionado al recurso suelo y a la disponibilidad de nutrientes, el aumento sostenido en el uso de fertilizantes, principalmente nitrógeno y fósforo.

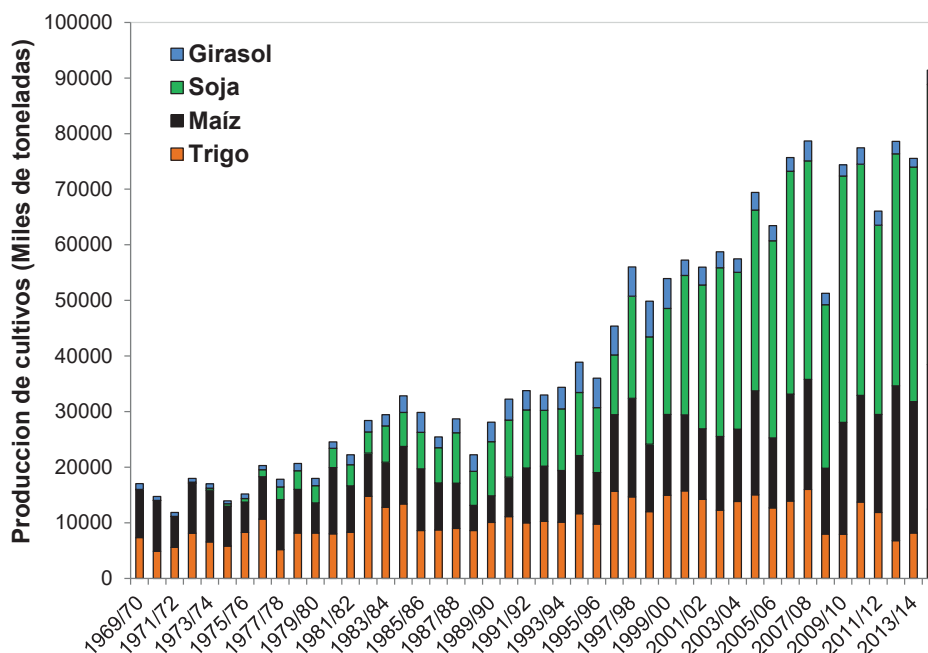


Figura 3. Evolución de la producción de cultivos de granos en la Región Pampeana. Datos obtenidos de <http://siiia.gov.ar>

Se ha estimado que un 16 % del aumento de los rendimientos medios de los cultivos de grano de la Región entre las campañas agrícolas 1967/68 y 2007/08 fue atribuible a la adopción de la práctica de fertilización (Álvarez *et al.*, 2015). En comparación, con el promedio mundial la contribución de la fertilización ha sido menor pudiendo deberse las bajas dosis aplicadas y a la predominancia del cultivo de soja que fija nitrógeno atmosférico en la rotación de cultivos, como sí también a las reservas naturales de nutrientes de los suelos (Álvarez *et al.*, 2015). Sin embargo, a nivel mundial, resultados basados en experimentos a largo plazo concluyeron que aproximadamente entre el 30 y el 50% del incremento de los rendimientos de los cultivos fue debido a la fertilización nitrogenada (Steward *et*

al., 2005; Erisman *et al.*, 2008). Los fertilizantes nitrogenados han sido responsables de la alimentación del 40 % de la población mundial actual al principio del milenio (Smil, 2007).

En la mayoría de los países desarrollados, la producción de cereales y el consumo de estos fertilizantes se incrementó desde la década del '60, estabilizándose en los últimos 10 años (FAO, 2011; Raun *et al.*, 2005). En cambio, según información de la FAOSTAT (2014) a nivel mundial, el mayor consumo de fertilizantes nitrogenados aparece en los países en desarrollo.

1.2.- CONSUMO DE FERTILIZANTES Y BALANCE DE NUTRIENTES

El consumo de fertilizantes en la Argentina presentó variaciones significativas a través del tiempo, comenzando a partir de la década '90 el uso sostenido del mismo. En las últimas dos décadas, su utilización se incrementó exponencialmente desde 300.000 toneladas de producto hasta una máximo de 3.721.000 toneladas en 2011. A partir de allí, el consumo mostró un estancamiento en el crecimiento, manteniéndose casi en 3 MM t debido a razones climáticas y macroeconómicas.

El aumento de la producción nacional de fertilizantes comienza a partir del año 2001 cuando entra en producción la planta de urea de Profertil en Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires. Por lo tanto, hasta ese momento la

participación de los fertilizantes importados era del 85 %, siendo en la actualidad la participación nacional de casi el 50 % (Figura 4).

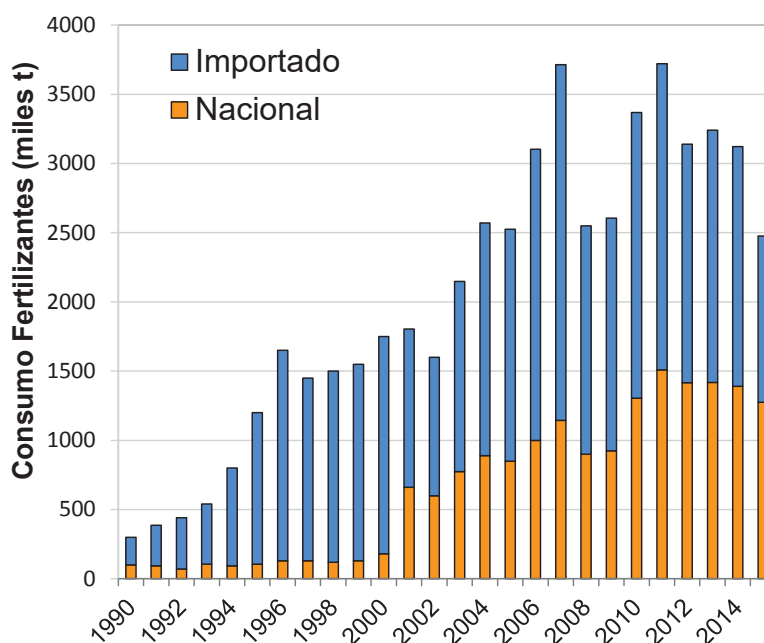


Figura 4. Evolución de consumo de fertilizantes en la Argentina en los últimos 25 años. En barras oscuras se indican fertilizantes importados y en barras grises fertilizantes nacionales.

El crecimiento sostenido durante el periodo 1990 al 2008 y también durante la etapa de estancamiento mostró una relación muy estrecha con la producción de granos (trigo, maíz, soja y girasol) en la Región Pampeana (Fertilizar Asociación Civil, 2015). El rápido avance de la fertilización ha sido más por la finalidad de acompañar el incremento de los rendimientos de los cultivos que por

la manifiesta necesidad de reponer a los suelos los nutrientes exportados durante décadas.

El balance de nutrientes para los agroecosistemas de la región se presenta como la diferencia entre los aportes por fertilización y la extracción de nutrientes por la cosecha de los principales cultivos de la región, maíz, trigo, soja y girasol, siendo la reposición la relación entre entradas de nutrientes por fertilización y las salidas del sistema a través de la exportación de nutrientes en los granos (Figura 5).

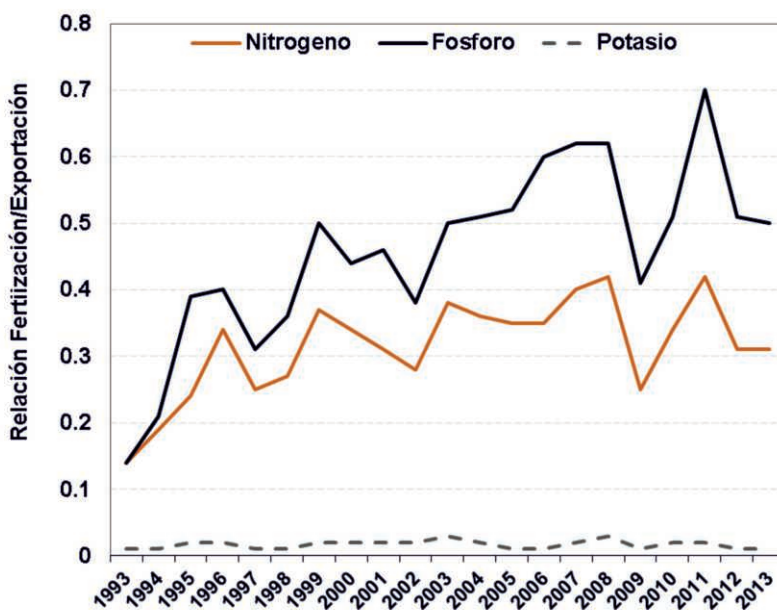


Figura 5. Evolución de la relación Fertilización/Exportación en grano de nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) y potasio (K) para soja, maíz, trigo y girasol en Argentina entre 1993 y 2013.

El aumento del consumo aparente de fertilizantes permitió mejorar la reposición de nutrientes en los agrosistemas pampeanos lográndose incrementos en la relación aplicación/remoción de 0,14 a 0,43; 0,14 a 0,70; 0,01 a 0,02 y 0,03 a 0,50 entre 1993 y 2011, para nitrógeno, fósforo, potasio y azufre, respectivamente (Figura 5). Sin embargo, el balance entre la extracción de nutrientes por los principales cultivos y los aportes por fertilización, continúan siendo deficitarias. En la campaña 2010/11 se extrajeron 3,93 millones de toneladas de N, P, K, S y Ca, siendo la reposición de 1,36 millones de toneladas, lo que representa un 34,6% de reposición (Cruzate & Casas, 2012).

La situación descrita indica la existencia de sistemas productivos que no son sostenibles, afectando negativamente los niveles de fertilidad e incrementado los procesos de degradación de los suelos y, por ende, limitando el crecimiento de la producción agrícola nacional (Sarandon *et al.*, 2002; Zubillaga & Zubillaga, 2009).

La mayor proporción de fertilizantes corresponde a los nitrogenados con un 51 % del consumo total de 3,03 MM t para la campaña 2014, siendo del 41 % para los fosforados; 4 % para azufrados, 2 % para los potásicos y el 3 % para los demás nutrientes (Figura 6). Este vertiginoso incremento del uso de fertilizantes, se ha diferenciado según cultivos. Aproximadamente el 95% del área cultivada con trigo o maíz ha sido fertilizada principalmente con fuentes nitrogenadas, siendo los principales cultivos que consumen el N del fertilizante utilizado en el país.

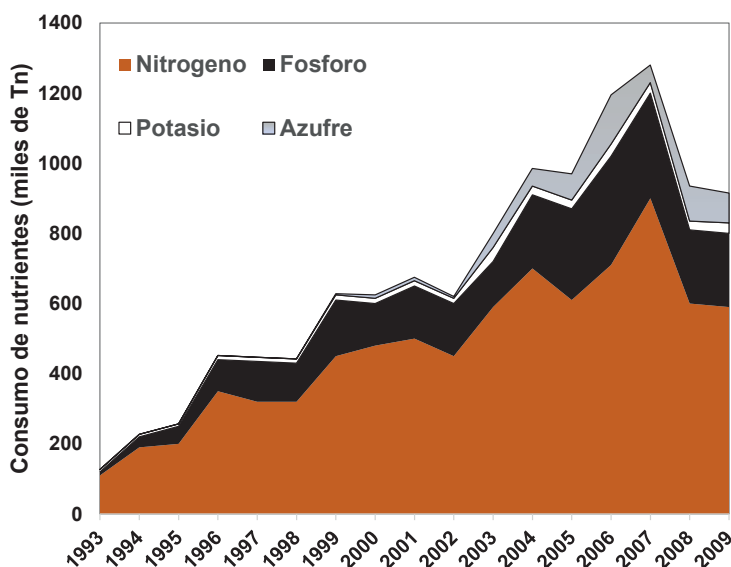


Figura 6. Evolución del consumo de nutrientes: nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) y potasio (K) en Argentina entre 1993 y 2009. Fuente: Fertilizar Asociación Civil (2016).

Para la campaña 2014/15, los cereales trigo y maíz son los principales consumidores de los fertilizantes nitrogenados, del total de 1.546.194 toneladas de fertilizantes nitrogenados el trigo consumió el 32 % y el maíz el 30 % del total (Figura 7). Por otro lado, el principal consumidor de las fuentes fosforadas fue la soja con un 51% del total consumido en la campaña 2014 (1.287.193 toneladas).

En síntesis, la producción y la exportación de alimentos son piezas absolutamente claves y cada vez más trascendentes de la economía argentina. En este sentido, la evolución de los sistemas productivos en la Argentina ha registrado un cambio hacia una agricultura continua con el desplazamiento de la frontera agrícola hacia zonas tradicionalmente mixtas o ganaderas.

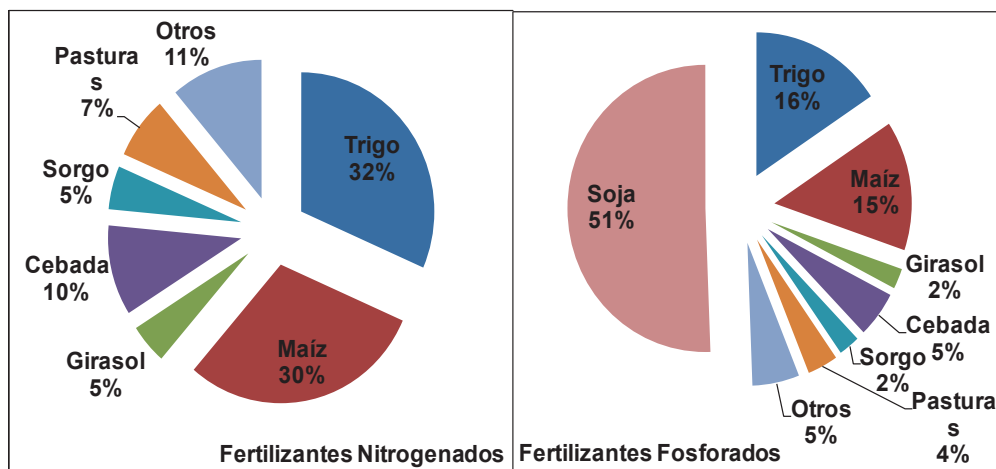


Figura 7. Distribución de cultivos en el consumo de fertilizantes nitrogenados y fosforados para la campaña 2014.

La producción agrícola argentina ha crecido notablemente en los últimos 20 años e incorporado numerosas innovaciones tecnológicas entre las mismas el incremento sostenido en el consumo de fertilizantes. Excepto para nitrógeno, en cultivos de leguminosas como la soja, los nutrientes que se extraen de los suelos como consecuencia de la producción agropecuaria se reponen a través de la aplicación de fertilizantes. En este sentido, el balance de nutrientes resulta aún negativo y por ende, se han registrado disminución de los nutrientes en los suelos de la región pampeana (Cruzate & Casas, 2012; Sainz Rosas *et al.*, 2014). Otro aspecto a considerar es la predominancia del cultivo de soja en la secuencia de cultivos, con un predominio de consumo de fertilizantes fosforados en el mismo. El nitrógeno es el nutriente que más limita la producción de los cultivos en todo el mundo y también es el de mayor consumo en diversas formas. Por lo tanto, los

cereales trigo y maíz son los principales cultivos que permiten aumentar el aporte de nitrógeno a los balances aparentes de los agrosistemas pampeanos. Por lo tanto, se propone dentro del marco de las buenas prácticas agrícolas para el manejo de los nutrientes aplicar una tecnología de fertilización ajustada a través de la dosis, momento y ubicación para contribuir a incrementar la productividad y la sustentabilidad de los agrosistemas pampeanos.

1.3.- FERTILIZACIÓN DE CULTIVOS

La fertilización de cultivos es una tecnología que permite aumentar la productividad y sustentabilidad de los agroecosistemas. Existe una visión dual acerca del impacto de la fertilización: por un lado han sido una herramienta imprescindible para mantener niveles de producción acorde con la demanda creciente de la población. Por otro lado, han sido un factor de riesgo ambiental (Cassman *et al.*, 2002).

A nivel mundial, la eficiencia en el uso del N (EUN) varía entre 33 % y 50 % (Collins *et al.*, 2007), y la proporción de N proveniente del fertilizante recuperada por los cultivos pocas veces excede el 50 % (Raun & Johnson, 1999, Cassman *et al.*, 2002). El nitrógeno es un insumo clave para mantener altos rendimientos en los cultivos de cereales pero la eficiencia de absorción del fertilizante aplicado de estos cultivos es relativamente baja con las prácticas de producción convencionales. Las bajas eficiencias EUN están relacionadas principalmente a la

falta de sincronización entre los requerimientos del cultivo y los aportes por fertilización. Algunas prácticas de manejo alternativas han sido propuestas para mejorar la EUN en los agroecosistemas (Kinnes *et al.*, 2002; Crews & Peoples 2005) minimizando los riesgos ambientales sin afectar la rentabilidad. Algunas alternativas: optimizar las dosis agronómica de fertilizantes, ya sea por la cuantificación de la disponibilidad de nutriente, sincronizar suministro de N a la demanda del cultivo a través del momento de fertilización, uso de cultivos de cobertura para interceptar los nitratos residuales. En este sentido, se evita la asincronía entre oferta y demanda de N (Crews & Peoples, 2005).

En muchos casos, es el resultado de una insuficiente cuantificación de la variabilidad espacio-temporal en los requerimientos. Numerosas evidencias muestran una relación inversa entre las dosis de fertilización y la eficiencia de uso del N (Andrade *et al.*, 2000; Álvarez *et al.*, 2004). Numerosas investigaciones han evidenciado un incremento de la EUN a nivel lote al aplicar mayores dosis de fertilizantes en las zonas más productivas, y disminuyendo las mismas en los ambientes de menor productividad; debido a que los sitios de menores rendimientos, la demanda de nitrógeno se satisface con menores niveles de disponibilidad, y en contraposición a los sitios de mayores rendimientos (Khosla *et al.*, 2002; Hornung *et al.*, 2006).

1.4.- SISTEMAS DE RECOMENDACIÓN DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA

Los modelos simplificados de sistemas de recomendación de nitrógeno definen la dosis de nitrógeno por:

$$\text{Dosis de N} = \text{Demanda de N} - \text{Oferta de N}$$

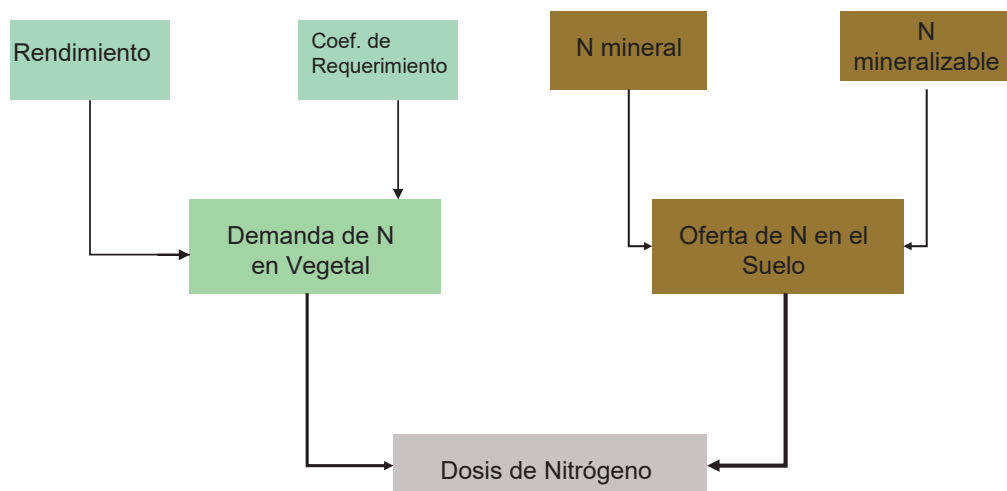


Figura 8. Diagrama de la determinación de dosis de N según la demanda de N por el vegetal y la oferta de N del suelo.

En dicho modelo, la **demanda de nitrógeno** por el cultivo es la cantidad total absorbida que depende del requerimiento de N y el rendimiento objetivo de producción (Figura 8). Se interpreta por requerimiento, a la cantidad total absorbida por el cultivo durante su ciclo de desarrollo y se expresa en términos de kg de N por tonelada de órgano cosechable. La disponibilidad de N del suelo se ha

estimado a partir de métodos biológicos y químicos, incluyendo al nitrógeno mineral y mineralizable (Keeney, 1982).

Por otro lado, la oferta de nitrógeno proviene del nitrógeno mineral representado por el nitrógeno inorgánico (Ni) presente en los primeros 60 cm del perfil y el nitrógeno mineralizable (Nmin) desde la fracción orgánica durante el ciclo del cultivo. En la Región Pampeana, los modelos vigentes de diagnóstico de respuesta a la fertilización nitrogenada, utilizan al nitrógeno mineral al inicio del cultivo como variable predictora. La misma explica entre un 20 a 40 % de la respuesta al nitrógeno aplicado (Álvarez, 2015).

Estos modelos no contemplan explícitamente al N mineralizable para la predicción ni explicación de la respuesta a la fertilización de N. A pesar que el N mineralizable representa la mayor proporción de la oferta de N para el vegetal, la omisión de Nmin en los modelos de recomendación de la dosis de N es debido a la falta de precisión de su estimación. Actualmente, la cuantificación del mismo recupera significado no solo por disminuir los costos de producción sino también por aminorar los riesgos ambientales de la fertilización especialmente en sistema de cultivo de bajo insumos (Laakso *et al.*, 2000).

Debido a la complejidad del proceso de mineralización, existen diferentes aproximaciones para estimar al N mineralizable. Las aproximaciones funcionales simples, implican en general la predicción de una fracción activa de N orgánico y

una tasa de mineralización. En segundo lugar, las aproximaciones por modelos mecanísticos contemplan algoritmos que representan los mecanismos básicos que influyen en la mineralización. Estas aproximaciones mecanísticas intentan incluir la mejor descripción posible de los procesos implicados en la mineralización neta, incluyendo los procesos de mineralización bruta e inmovilización (Benbi & Richter, 2002).

Numerosos métodos biológicos y químicos han sido propuestos para estimar al nitrógeno potencialmente mineralizable de los suelos (Ros *et al.*, 2011). Los métodos biológicos estiman al N mineralizable a partir del incremento bruto o neto del N inorgánico (Wang *et al.*, 2001), desde fuentes o tasas potenciales calculadas durante la incubación a largo plazo (Sharifi *et al.*, 2007) o desde el N acumulado por el vegetal en experimentos de invernáculo o campo (Fox & Piekielek, 1984). El N mineralizable se refiere a la cantidad de N en el suelo que es liberado durante un periodo definido y es usualmente expresado en mg kg^{-1} o como una tasa ($\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$). La duración del periodo varía en el rango de 7 a 210 días (Keeney, 1982). El N potencialmente mineralizable se refiere a la cantidad de N que se mineraliza bajo condiciones óptimas y usualmente derivan del ajuste de los datos de concentración de nitrógeno en el tiempo a un modelo de primer orden cinético (Stanford & Smith, 1972). Debido a las limitantes de tiempo de los métodos basados en la evaluación biológica de incubaciones a largo plazo, existen metodologías biológicas más cortas en condiciones de anaerobiosis que intentan

identificar más rápidamente a esta fracción de nitrógeno (Waring & Bremner, 1964).

Los métodos químicos también se proponen para extraer una fracción de N que se relacione estadísticamente al N mineralizable determinado por los métodos biológicos. La mayor parte de estos métodos fueron desarrollados antes de 1980 y desde entonces han sido poco desarrollados, los artículos publicados durante la última década evalúan las pruebas ya existentes o con ligeras modificaciones (Campbell *et al.*, 1997; Sharifi *et al.*, 2007; Schomberg *et al.*, 2009). La cantidad de N orgánico en el extracto puede variar desde menos del 5 % a más del 50% del N total dependiendo de la intensidad de extracción (Ros *et al.*, 2009). La extracción química con KCl caliente (Gianello & Bremner, 1986) o por CaCl₂ 0.01 M (Appel & Mengel, 1998) o el nitrógeno de amino-azúcares de Illinois (Williams *et al.*, 2007).

Otros métodos proponen determinar el N mineralizable a campo por la metodología del balance de masas aplicada al pool de nitrógeno mineral del suelo (Meisinger & Scheppers, 1984). Es posible despejar un término que representa la mineralización neta de nitrógeno del humus (mineralización-inmovilización) menos las pérdidas del nutriente hacia la capa freática y la atmósfera, que se conoce como N mineralizable aparente (Nap). Esta fracción de nitrógeno es comúnmente utilizada como variable de evaluación de la capacidad de los suelos de aportar nitrógeno a los cultivos a campo y su utilización es especialmente aceptable en sistemas de recomendación de fertilización de N en agroecosistemas como los

pampeanos donde las pérdidas de nitrógeno suelen considerarse bajas (Álvarez, 2010).

Los modelos de simulación agronómica son cada vez más aplicados para apoyar la toma de decisiones a diferentes escalas (Kersebaum *et al.*, 2007), reproducen mediante algoritmos matemáticos procesos conocidos del funcionamiento de cultivos, suelos, clima, etc. permitiendo reproducir su comportamiento en diversas condiciones con un grado aceptable de exactitud, siempre y cuando hayan sido previamente validados. La aproximación experimental a campo tiene un elevado costo en tiempo y recursos, para generar información que permita entender las complejas interacciones mencionadas. Una forma de manejar esta limitación es integrar el análisis experimental a la utilización de modelos de simulación agronómicos (MSA). Los modelos de simulación agronómicos han comenzado a desarrollarse durante los últimos 40 años, tales como el DDSAT (Tsuji *et al.*, 1994; Jones *et al.*, 2003; Hoogenboom *et al.*, 2004) u otros APSIM (McCown *et al.*, 1996; Keating *et al.*, 2003). Por lo general son capaces de aproximar la dinámica de los cultivos y del suelo para que una lugar estrecho rango de factores que influyen en los procesos del suelo y el crecimiento de los cultivos en condiciones limitadas.

El sistema de cultivo DSSAT es ampliamente utilizado y tiene una estructura modular que facilita la inclusión de componentes a los modelos de simulación de cultivos para un amplio rango de suelos climas y condiciones de

manejo (Porter *et al.*, 2000; Jones *et al.*, 2003). Estos modelos generalmente caracterizan a la materia orgánica del humus según su contenido de carbono y nitrógeno y por lo tanto simulan al ciclo del carbono y nitrógeno. La subrutina que permite la inclusión de la dinámica en el suelo es el CERES-N o MINIMO (Godwin & Jones, 1991). Esta subrutina de MSA ha sido ampliamente utilizada habiendo sido validada en numerosos estudios de investigación ligados a la disponibilidad de N de los suelos. Estos modelos de simulación podrían ser utilizados en programas de fertilización para estimar la cantidad de nitrógeno mineralizable durante el ciclo del cultivo para cada unidad de gestión del lote de producción (Cabrera *et al.*, 1994; Zubillaga *et al.*, 2007).

1.5.- MANEJO DE LA HETEROGENEIDAD ESPACIAL A ESCALA DE LOTE

La caracterización y delimitación de la heterogeneidad de subzonas a escala lote modifica la escala de resolución del manejo de la disponibilidad de nutrientes. En los últimos años, el advenimiento de la tecnología de la información geográfica ha generado diversas posibilidades e incertidumbres sobre el abordaje de problemáticas agrícolas. El uso de sistemas de posicionamiento global (GPS), sistemas de información geográfica (SIG) y el acople de éstas herramientas informáticas a la maquinaria agrícola han sido los pilares de este cambio tecnológico de manejo a escalas de mayor detalle (Zhang & Taylor, 2001; Roberts, 2002; Gebbers *et al.*, 2010).

El manejo de la fertilización variable se fundamenta en la capacidad de reconocer niveles de heterogeneidad de la productividad de los suelos y adecuar las recomendaciones agronómicas a cada unidad reconocida (Khosla *et al.*, 2002; Mamo *et al.*, 2003, Kock *et al.*, 2004; Scharf *et al.*, 2005) aumentando la eficiencia de uso de los nutrientes (Cassman *et al.*, 2002; Mcbratney *et al.*, 2005; Inman *et al.*, 2005).

La variabilidad en la productividad dentro de un lote puede atribuirse a diversos factores que operan a escalas espaciales y temporales diferentes tales como posición en el paisaje, la heterogeneidad del suelo, disponibilidad de nutrientes, y variabilidad microclimática. La cuantificación de esta variabilidad o parte de ella, es posible integrando en sistemas de información geográfica, la información proveniente de diversas fuentes, aunque sin un criterio único de consenso.

Existe actualmente una evolución en el enfoque del manejo de los cultivos a nivel lote (Figura 9). La adopción de esta tecnología va desarrollándose a través de distintas etapas donde se requiere un aumento de resolución en el muestreo de suelo y vegetal. El enfoque tradicional o convencional de la fertilización es la dosificación uniforme a escala de lote. Por otro lado, se propone el manejo de la variabilidad a través de diferentes ambientes delimitados a escala de lote, aumentando la resolución de la recomendación de fertilización dentro de cada sub área identificada en el lote.

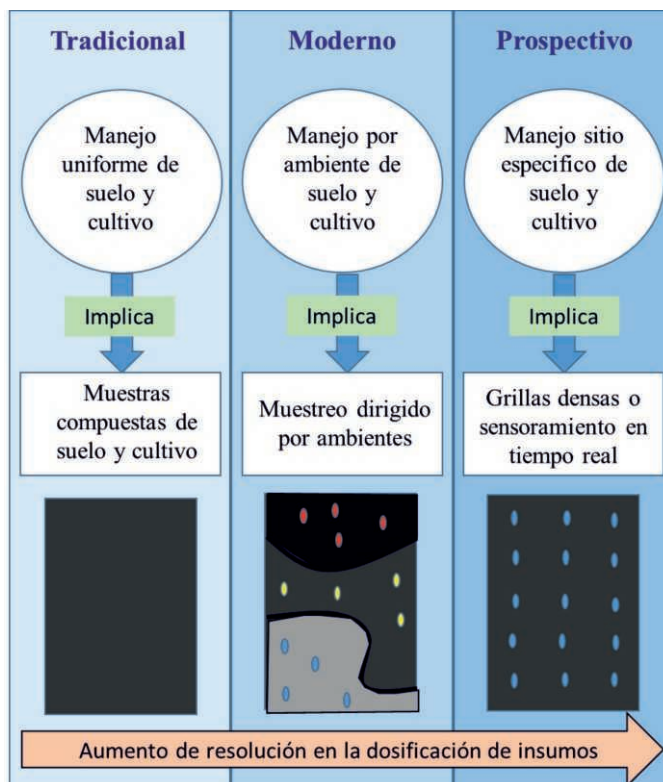


Figura 9. Evolución del enfoque del manejo de los cultivos a nivel lote. (Adaptada de Zubillaga & Redel, 2015)

La implementación de la fertilización variable a escala de lote se trata de una actividad de retroalimentación que necesita la georreferenciación en casi la totalidad de las etapas de implementación. Dichas etapas son: registro de la variabilidad de suelo y cultivo, mapas de atributos y delimitación de sub zonas de manejo, sistema de recomendación, y por último la aplicación variable del fertilizante.

Una estrategia suele ser agrupar la información originada en el terreno, según distintos atributos: mapas de fertilidad de suelo, que cuantifican diversas variables tales como profundidad de horizonte superficial, nivel de nutrientes y materia orgánica (Niborski *et al.*, 2004 y Flowers *et al.*, 2005), conductividad eléctrica que se asocia al contenido de arcilla y humedad (McNeill, 1992; Rhoades *et al.*, 1999; Kitchen *et al.*, 2005); mapas topográficos (Franzen *et al.*, 1998) y mapas de rendimiento (Jaynes *et al.*, 1995; Lund *et al.*, 2001; Zhang & Taylor, 2001; Hornung *et al.*, 2003; Kitchen *et al.*, 2003; Jaynes *et al.*, 2005).

Otra estrategia utilizada cada vez con mayor frecuencia es el uso de información generada a partir de sensores remotos que codifican la respuesta de los cultivos a la radiación electromagnética incidente en la superficie terrestre habiendo sido evaluado como un recurso valioso para identificar la heterogeneidad espacial intralote (Moran *et al.*, 1997). En tal sentido, los sensores remotos, cobran una importancia fundamental para caracterizar la variabilidad intra lote, ya que captan la energía reflejada o emitida por los objetos, sin entrar en contacto físico con ellos, generando gran cantidad de información no destructiva con distribución espacial continua (Santhosh *et al.*, 2003)

Existen varios atributos para la delimitación de zonas de manejo uniforme a escala de lote (Figura 10).

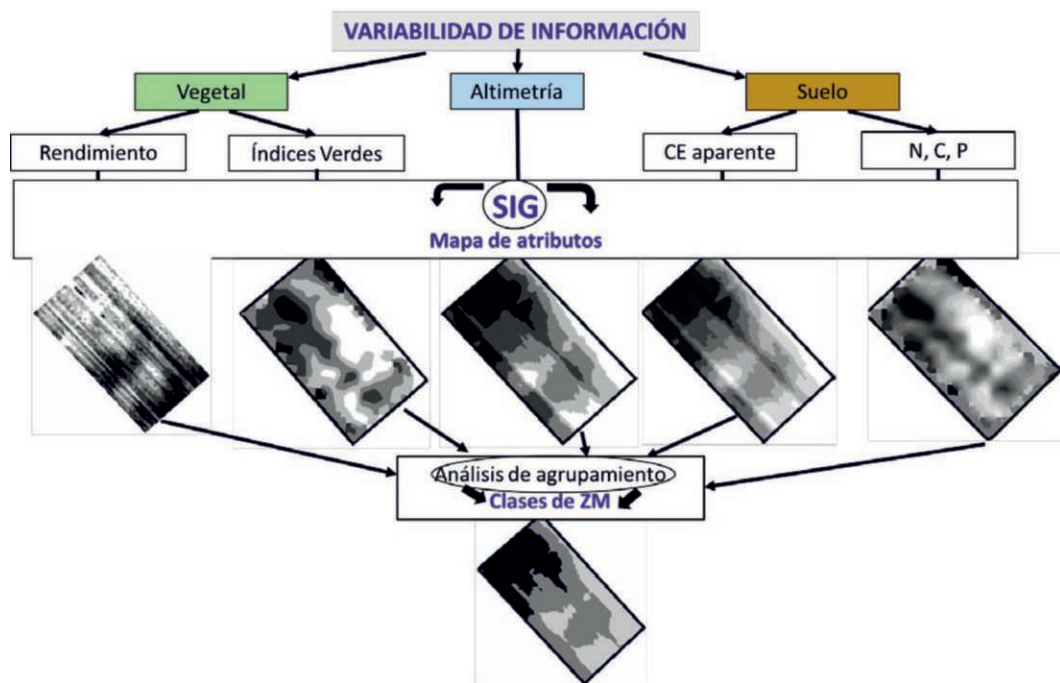


Figura 10. Proceso de delimitación de subzonas de manejo mediante el análisis de información espacial (Adaptado de Zubillaga & Redel, 2015).

La utilización de la productividad de los cultivos, a través de mapas de rendimiento o índice verde, incluyen la variabilidad espacial y las variaciones aleatorias temporales (variabilidad climática). Otros atributos utilizados para delimitar sub-zonas homogéneas son la conductividad eléctrica aparente, el espesor de suelo, la posición en el relieve, pendiente, profundidad de la napa de agua (Moral *et al.*, 2010).

A medida que se delimitan mayor número de subzonas intralote se tiende a sistemas de mayor precisión en la resolución de problemáticas a resolver, ej el

manejo de los nutrientes (Figura 11). Por lo tanto, la tipología de la sub-zona de manejo intralote origina dos esquemas en el manejo de la fertilización a escala de lote: la fertilización por ambientes y la fertilización sitio específica.

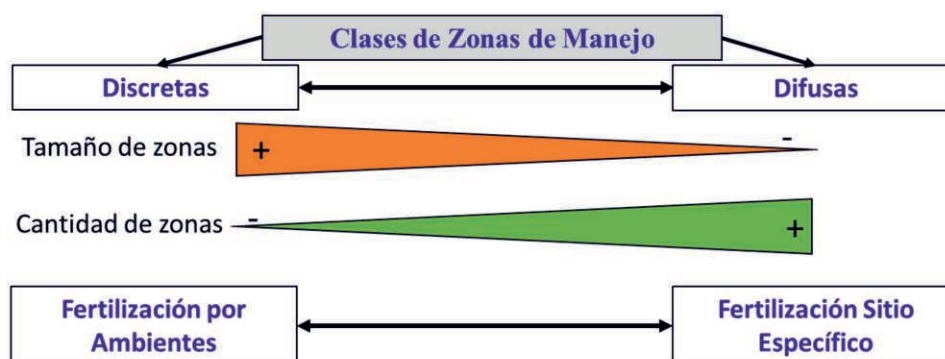


Figura 11. Principales características de subzonas intralote y la fertilización variable. *Adaptado de Zubillaga & Redel, 2015.*

Los sistemas de recomendación de fertilización variable a nivel lote han evolucionado desde adaptaciones de modelos regionales a modelos de respuesta específica para cada subzona de manejo (Urricariet & Zubillaga, 2007). Ni la variabilidad de los rendimientos ni las características edáficas permiten estimar en forma directa la dosis de nutriente a utilizar. Los sistemas de prescripción variable de nitrógeno a escala lote pueden agruparse según el tiempo transcurrido entre tres etapas fundamentales que comprenden el mismo: la identificación de la deficiencia, la recomendación de dosificación del nutriente y por último la aplicación del fertilizante.

Las prescripciones de fertilización N a escala intralote se pueden clasificar en prescripciones ex ante y en tiempo real. La primera se basa en detectar la deficiencia de nitrógeno previamente al momento de realizar la aplicación del fertilizante en el terreno. Por lo tanto, es imprescindible el uso de la georreferenciación para la confección del mapa de prescripción del fertilizante. En cambio, la segunda estrategia, prescripción a tiempo real, se basa en detectar la deficiencia de nitrógeno en el mismo momento que se lleva a cabo la aplicación del mismo. Entre las estrategias de prescripción ex ante, y perteneciente al grupo de las recomendaciones no económicas, se encuentra el método del balance de N por subzonas de manejo. Esta metodología se basa en plantear un balance de masas de las distintas fracciones de N para cada subzona homogénea dentro del lote. Otras aproximaciones de recomendación de fertilización es el desarrollo de funciones de producción generadas a nivel de lote. En Argentina, pocos estudios han ajustado funciones de respuesta a la fertilización N a escala de lote. En el oeste de Córdoba, se ajustó una función de respuesta sito-específica para el cultivo de maíz a través de modelos de regresión múltiple, con las variables de N disponible a la siembra (N del fertilizante más el N-NO₃ del suelo hasta 60 cm) y AUI: agua útil en el momento de la siembra hasta 200 cm de profundidad (Gregoret *et al.*, 2006). En este estudio, las subzonas intralote habían sido delimitadas con mapas de rendimientos del cultivo soja previa y relevamientos altimétricos. En la misma

región han desarrollado funciones de recomendación de fertilización N variable para maíz basados en el N disponible (nitratos iniciales y N del fertilizante) y un índice topográfico (Esposito *et al.*, 2012; Balboa *et al.*, 2014). Las dosis óptimas económicas fueron de 64 y 42 kg ha⁻¹ para las zonas de alta y baja productividad respectivamente (Espósito *et al.* 2012). Posteriormente se evaluó este modelo en campañas contrastantes (secos, húmedos y normales) observándose un buen ajuste para años secos y normales, no así para años húmedos (Balboa *et al.* 2014).

La prescripción a tiempo real utiliza al vegetal como indicador de deficiencias de nitrógeno. La prescripción de la fertilización es a tiempo real porque el sensor captura la información y a través de un algoritmo se estima la dosis de N. Este enfoque requiere caracterizar mediante la reflectancia del cultivo la deficiencia nitrogenada para poder realizar la fertilización variable. En este sentido, en EE.UU. se desarrolló un algoritmo para la fertilización con nitrógeno en macollaje de trigo, combinando la predicción potencial del rendimiento a mitad del ciclo del cultivo, y un índice de respuesta a partir de un sector sin limitantes de nitrógeno (Raun *et al.* 2002, Mullen *et al.* 2003). También se han desarrollado algoritmos para maíz (Teal *et al.* 2006) que han sido calibrados en el país para la refertilización de maíz en la región mesopotámica pampeana (Melchiori *et al.* 2006). Generalmente este sistema funciona estableciendo franjas no limitantes de nitrógeno en el lote.

1.6.- IMPORTANCIA DE LA MINERALIZACIÓN DE N EN LOS SISTEMAS DE FERTILIZACIÓN VARIABLE

Los principios generales de la tecnología de fertilización variable de nutrientes pueden ser transferidos entre regiones. Sin embargo, las estrategias de fertilización sitio-específicas deben ser modeladas localmente de acuerdo a las condiciones de variabilidad edafoclimáticas, por lo cual, sus resultados no son extrapolables (Bongiovanni, 2002). El concepto de subzonas intralote puede ser utilizado para mejorar el manejo de los nutrientes y precisar niveles adecuados de nutrientes en función de la variabilidad del lote. Si bien esta tecnología de fertilización de parches está desarrollándose en el país, existen limitaciones en el mapeo adecuado de los factores bióticos y abióticos que influyen los rendimientos de los cultivos y la disponibilidad de los nutrientes. La implementación de la fertilización variable dependerá de la posibilidad de predecir la demanda de nutrientes (Fiez *et al.*, 1995) y agua por el cultivo (Cahn *et al.*, 1994; Li *et al.*, 2001), así como el patrón de variabilidad en la disponibilidad de nutrientes a nivel lote (Gotway *et al.*, 1996; Mueller *et al.*, 2001).

La dosificación variable de fertilizantes podría adecuarse a la variabilidad de los mapas de N mineralizable y a los rendimientos relativos potenciales de cada ambiente del lote (Mzuzu *et al.*, 2005). La cuantificación de la variabilidad del nitrógeno mineralizado a escala intralote ha sido frecuentemente dificultosa. En la región pampeana, se ha intentado estimar la variabilidad intralote de la producción

de nitratos in situ (Zourarakis *et al.*, 1987), registrándose una gran variabilidad en la producción de nitratos con coeficientes de variación que oscilaron entre un 40 a 120 % en el estrato superficial del suelo (Zubillaga *et al.*, 1991). En el caso de maíz, se ha encontrado estructura espacial en la cantidad de N mineralizado aparente asociándose a características texturales y concentración de materia orgánica de los suelos (Zubillaga *et al.*, 2005; Muschietti *et al.*, 2012). En los agroecosistemas de la región pampeana, los cultivos extensivos han evidenciado una heterogeneidad en la productividad a escala intralote, principalmente desde el uso masivo de los monitores de rendimiento (Urricariet & Zubillaga, 2007). Dicha variabilidad, ha sido atribuida a diversos factores tales como la heterogeneidad de suelos, posición en el paisaje, y cambios microclimáticos (Niborski *et al.*, 2004; Gregoret *et al.*, 2006; Zubillaga *et al.*, 2009, 2010). La variabilidad en la demanda de nitrógeno depende de la productividad de los cultivos a escala lote pueden atribuirse a diversos factores que operan a escalas espaciales y temporales diferentes (Sogbedji *et al.*, 2001; Eghball *et al.*, 2003).

En la literatura internacional se presentan diversos estudios de MSE de N relacionados a la mineralización de nitrógeno (Blackmer & White, 1998; Mulvaney *et al.*, 2005; Ruffo *et al.*, 2006). En Argentina, pocos estudios han evaluado la distribución espacial de distintas propiedades del suelo, y aún existen limitaciones en el mapeo adecuado de los factores bióticos y abióticos que afectan la variabilidad de los rendimientos y disponibilidad de los nutrientes (Zubillaga *et al.*, 2006). Si bien en nuestro país abundan los antecedentes que han abordado la

importancia del MSE de N en la variabilidad de rendimientos, oferta de N y agua según subzonas intralote (Bongiovanni, 2002; Bragachini *et al.*, 2010; Gregoret *et al.*, 2011; Melchiori, 2007; Urricariet *et al.*, 2011), no existen investigaciones que cuantifiquen el efecto de la mineralización de nitrógeno a escala de lote para el uso de la fertilización variable. Un interés principal de este trabajo reside en investigar las causas de heterogeneidad de dicho proceso a escala intralote, para optimizar el uso del nitrógeno. El conocimiento producido contribuiría a valorar las estrategias de fertilización que conlleven a un adecuado manejo del N en los sistemas de producción actuales.

Las características geomorfológicas de la sub-región de la Pampa Interior Plana según registros de INTA (1989), son relativamente onduladas y se destaca la variabilidad en la disponibilidad de agua y nutrientes en pequeñas superficies (Zubillaga & Urricariet *et al.*, 2005; Urricariet *et al.*, 2011), predominando Hapludoles Énticos en las lomas, y Hapludoles Típicos en los bajos (Niborski *et al.*, 2004).

El **objetivo general** de esta tesis fue evaluar la variabilidad espacial de la mineralización de N a escala intraparcela identificando los principales factores que la regulan. La importancia del conocimiento de la variabilidad del N mineralizado durante el ciclo del cultivo permitiría aumentar la eficiencia de uso del N a escala de parcela. Para ello, se planteó la **hipótesis** que la variabilidad espacial de los suelos a nivel lote condiciona la mineralización de nitrógeno debiéndose

considerar a la misma en la tecnología de la fertilización de cultivos de maíz en la Pampa Interior Plana, Argentina.

Las hipótesis y objetivos específicos serán presentados en los capítulos correspondientes a este trabajo de tesis.

1.7.- BIBLIOGRAFIA

- Álvarez, R. 2004. Factores reguladores de la mineralización de N en suelos de la Pampa Ondulada. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Actas CD.
- Álvarez, R. 2015. Fertilidad de suelos y fertilización en la Región Pampeana. Ed Editorial Facultad de Agronomía UBA. 485 pp.
- Andrade, J F; S L Poggio; M Ermácora & E Satorre. 2015. Productivity and resource use in intensified cropping systems in the Rolling Pampa, Argentina. Eur. J.Agron., <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2015.03.001>
- Andrade, F H & V O Sadras. 2000. Efectos de la sequía sobre el crecimiento y rendimiento de los cultivos. En: Andrade F.H. y V.O. Sadras (eds). Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. Editorial Médica Panamericana S.A., Buenos Aires, Argentina. pp. 173-206.
- Appel, T & K Mengel. 1998. Prediction of mineralizable nitrogen in soils on the basis *Bodenkunde* 161: 433 -452.
- Balboa, G; C Cerliani; R Balboa & G Esposito. 2014. Evaluación de un modelo de dosificación de fertilización nitrogenada variable en maíz. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión Nacional "Materia Orgánica y Sustancias Húmicas". Bahía Blanca, 5 al 9 de mayo de 2014
- Benbi, D K & J Richter. 2002. A critical review of some approaches to modelling nitrogen mineralization. *Biol Fertil Soils* 35: 168-183.
- Blackmer, T M; J S Schepers; G E Varvel & G E Meyer. 1996. Analysis of aerial photography for nitrogen stress within corn fields. *Agronomy Journal*. 88: 729-733
- Cabrera, M L; Vigil M F & D E Kissel. 1994. Potential nitrogen mineralization: laboratory and field evaluation. In: Havlin, J.L. Jacobson, J.S. (Eds). *Soil Testing: prospects for improving nutrient recommendations*. SSSA Special Publication Number 40 SSSA, Madison, Wi., pp. 15-30.
- Cahn, M; J Hummel & B Broker. 1994. Spatial analysis of soil fertility for site-specific crop management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:1240-1248.

- Campbell, C A; Y W Jame; A Jalil & J Schoenau. 1997. Use of hot KCl-NH₄-N to estimate fertilizer N requirements. *Can. J. Soil Sci.* 77:161-166.
- Cassman, K G; A Dobermann & Walters D. 2002. Agroecosystems, N use efficiency and N management. *Ambio.* 31:132-140.
- Collins, H P; J A Delgado; A K Alva & R F Follet. 2007. Use of nitrogen-15 isotopic techniques to estimate nitrogen cycling from a mustard cover crop to potatoes. *Agron. J.* 99: 27-35.
- Crews, T E & M B Peoples. 2005. Can the synchrony of nitrogen supply and crop demand be improved in legume and fertilizer-based agroecosystems? A review *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72:101-120
- Cruzate, G A & R Casas. 2012. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* N° 6: 7-14.
- Erisman, J W; M A Sutton; J Galloway; Z Klimont & W Winiwarter. 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature:* 636-639.
- Esposito, G; W Robledo; R Bongiovanni, M Ruffo & G Balboa. 2012. Dosificación variable de nitrógeno en maíz según el índice topográfico compuesto. XIX Congreso Latinoamericano de la ciencia del suelo. XXIII Congreso Argentino de la ciencia del suelo. Mar del Plata, Argentina. Actas en CD.
- Fertilizar Asociación Civil. 2015. Estadísticas. [Online] [Volumen de fertilizantes]. www.fertilizar.org.ar. (Último acceso: junio 2015).
- Flores, C C & J Sarandón. 2002. ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de agriculturización en la Región Pampeana Argentina. *Rev. Fac. Agron.* 105: 52-67.
- Fox, R H & W P Piekielek. 1984. Relationships among anaerobically mineralized nitrogen, chemical indexes, and nitrogen availability to corn. *Soil Science Society of America Journal* , 48, 1087 – 1090.
- Franzen, D W; D H Hopkinks; M D Sweeney, M K Ulmer & A D Holvorson. 2002. Evaluation of soil survey scale for zone development of site specific nitrogen management. *Agron. J.* 94: 381-389.

- Godwin D C & C A Jones. 1991. Nitrogen dynamics in soil-plant systems. In: Hanks, J. Ritchie, J.T. (Eds.) Modeling plant and soil systems. Agron. Monogr. 31. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI, pp. 287-322
- Godwin, R J; G A Wood; J C Taylor & S M Knight. 2003. Precision farming of cereal crops: a review of a six year experiment to develop management guidelines. Biosystems Engineering. 84: 375-391
- Grassini, P; J Thorburn; C Burr & K G Cassman. 2011. High-yield irrigated maize in the Western US Corn Belt: I. On-farm yield, yield potential, and impact of agronomic practices. Field Crops Res. 120: 142-150. Gebbers et al., 2010
- Gregoret, M C; M Diaz Zorita; J Dardanelli & R Bongiovanni. 2011. Regional model for nitrogen fertilization of site-specific rainfed corn in Haplustolls of the Central Pampas, Argentina. Precision Agric 12:831-849.
- Gregoret; M C; J Dardanelli, R Bongiovanni & M Diaz Zorita. 2006. Modelo de respuesta sitio-específica del maíz al nitrógeno y agua edáfica en un Haplustol. Ciencia del Suelo 24:147-159
- Hoogenboom, G; White & C D Messina. 2004 From genome to crop: Integration through simulation modeling. Field Crops Res. 90: 145-163.
- Hornung, A; R Khosla; R M Reich; D Inman & D G Westfall. 2006. Comparison of site-specific management zones: Soil-color-based and yield-based. Agron. J. 98:407-415.
- Innan, D; R Khosla; D G Westfal & R Reich. 2005. Nitrogen uptake across site specific management zones in irrigated corn production systems. Agronomy J. 97: 169-176.
- Jones J W, G. Hoogenboom, C H Porter; K J Boote; W D Batchelor; L A Hunt; P W Wilkens; U Singh; A J Gijsman & J T Ritchie. 2003. The DSSAT cropping system model. Europ. J. Agronomy 18: 235-265.
- Keeney, D R. 1982. Nitrogen-availability indices. In Methods of Soil Analysis, Part 2, Page, A.L., Miller, R.H. and Keeney, D.R. (eds.); ASA and SSSA:

- Keeney, D R & J L Hatfield. 2001. The nitrogen cycle, historical perspective and current and potential future concerns. In: Follet, RF & JL Hatfield (Eds.). Nitrogen in the Environment: Sources, problems and managements. Pp.3-16. Elsevier.
- Khosla, R; K Fleming; J A Delgado; T M Shaver & D G Westfall. 2002. Use of site-specific management zones to improve nitrogen management for precision agriculture. *J. Soil Water Conserv.* 57: 513-518.
- Kravchenko, A N & D G Bullock. 2000. Correlation of corn and soybean grain yield with topography and soil properties. *Agronomy J.* 92: 75-83
- Laakso, J; H Setala & A Palojarvi. 2000 Influence of decomposer food web structure and nitrogen availability on plant growth. *Plant Soil* 225:153-165
- Lopez Sabando, M J; M Diaz Zorita; F Mousegne & P Mercuri. 2008. Zonas de manejo agrícola en Argiudoles: I. Comparación entre metodologías de delimitación. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, San Luis.
- Lowenberg-Deboer, J & S Swinton. 1997. Economics of site-specific management in agronomic crops. 905 In: *The State of Site-Specific Management for Agriculture*. Edited by F. Pierce and E. Sadler, (ASA- 906 CSSA-SSSA, Madison, Wisconsin, 1997), ppp. 369–396
- Meisinger, J J. 1984. Evaluating plant-available nitrogen in soil crops system. En: Hauck, RD (Ed.) *Nitrogen in crop production*. ASA-CSSA-SSSA. Wisconsin.
- Melchiori, R J. 2007. Estado actual del manejo sitio-específico de nitrógeno en Argentina. En: *Resúmenes VII Curso de Agricultura de Precisión y II Expo de Máquinas Precisas*. INTA Manfredi, Córdoba. Argentina. pp.77-84.
- Melchiori, R J; O P Caviglia, A bianchini, N R Faccendini & W Raun. 2006. Use of Sensor Based Nitrogen Rates to Improve Maize Nitrogen Use Efficiency in the Northern Argentinean Pampas. *ASA-CSSA-SSSA International Annual Meetings*. Indianapolis, Indiana. November 12 – 16
- Moral, F J; J M Terrón & F J Rebollo. 2011. Site-specific management zones based on the Rasch model and geostatistical techniques. *Compu. Electr. Agric.* 75: 223–230.

- Moral, F J; J M Terron, J R Marquez da Silva. 2010. Delineation of management zones using mobile measurements of soil apparent electrical conductivity and multivariate geostatistical techniques. *Soil and Tillage Research* 106:335-343.
- Moran, M S; Y Inonue & E M Barnes. 1997. Opportunities and limitations for image-based remote sensing in precision crop management. *Remote Sens. Environ.* 61-319-346
- Moreau, G & W Arsenault. 2007. 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 Soil* 301, 203–214.
- Mosso, J E & M M Zubillaga. 2012. Comparación entre índices espectrales para predecir INN en condiciones contrastantes de ambientes de manejo y dosis de N en maíz. XIX Congreso Latinoamericano de la ciencia del suelo. XXIII Congreso Argentino de la ciencia del suelo. Mar del Plata, Argentina. Actas en CD
- Mullen, R W; K W Freeman; W R RAun & GV Johnson. 2003. Identifying an In-Season Response Index and the Potential to Increase Wheat Yield with Nitrogen. *Agron. J.* 95:347–351
- Niborski, M & P Urdapilleta. 1991. Reconocimiento y caracterización de los suelos del establecimiento Las Balas. Capacidad de uso de las tierras. Bases para la planificación de su uso y manejo. LIAG Argentina S.A.. Tecnisuelo S.R.L. Partido de Leandro N. Alem. Provincia de Buenos Aires.
- Porter, P M; J G Lauer; D R Huggins; E S Oplinger & R K Crookston. 1998. Assessing spatial and temporal variability of corn and soybean yields. *J. Prod. Agric.* 11:359-363.
- Raun, W R; J B Solie; M L Stone; K L Martin; K W Freeman; Mullen, RW; H Zhang; J S Schepers; & G V Johnson. 2005. Optical sensor-based algorithm for crop nitrogen fertilization. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 36:2759-2781.

- Raun, W R & G V Johnson. 1999. Improving nitrogen use efficiency for cereal production. *Agron. J.* 91:357-363.
- Raun, W R; J B Solie; G V Johnson; M L Stone; R W Mullen; K W Feeman; W E Thomason & E V Lukina. 2002. Improving nitrogen use efficiency in cereal grain production with optical sensing and variable rate application. *Agron. J.* 95: 815-820.
- Ritchie, S & J J Hanway. 1982. How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology.
- Roberts, P C. 2002. Precision agriculture: a challenge for crop nutrition management. *Plant and Soil* 247: 143-149.
- Ros, G H; E J Temminghoff & E Hoffland. 2011. Nitrogen mineralization: a review and meta-analysis of the predictive value of soil tests. *European J. of Soil Sci.* 62: 162-173.
- Ruffo, M L; G A Bollero; D S Bullock & D G Bullock. 2006. Site-specific production functions for variable rate corn nitrogen fertilization. *Precis. Agric.* 7:327-342.
- Santhosh, K; S K Seelan; S Laguette; G M Casady & G A. Seielstad. 2003. Remote sensing applications for precision agriculture: A learning community approach *Remote Sensing of Environment* 88:157-169.
- Satorre, E H. 2012. Recent changes in Pampean agriculture: possible new avenues to cope global change challenges. In: Slafer, Araus (Ed.), *Crop Stress Management and Climate Change*; CABI Series No. 2, pp. 47-57.
- Schepers, J S. 2002. Manejo de nitrógeno: Nuevas tecnologías para el manejo y diagnóstico de la fertilización nitrogenada. Congreso Nacional de AAPRESID, 10, Rosario, 13-16 de Agosto de 2002. AAPRESID. Rosario (Santa Fe), Argentina.
- Schepers, J S & J J Meisinger. 1994. Field indicators of nitrogen mineralization. In: Havlin, J & J Jacobsen. (Ed.). *Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations*. SSSA Spec. Pub. 40. SSSA-ASA. Madison, EE.UU..

- Schomberg, H H; S Wietholter; T S Griffin; D W Reeves; M L Cabrera; et al. 2009. Assessing indices for predicting potential nitrogen mineralization in soils under different management systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73: 1575-1586.
- Sharifi, M; B Zebarth; D Burton; Grant C, Porter G, Cooper, J 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 Soil* 301: 203–214.
- SIIA. 2015. Sistema integrado de información agropecuaria. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la República Argentina. <http://www.sia.gov.ar/> Consultado en febrero del 2015.
- Smil, V. 1999. Long-range Perspectives in Inorganic Fertilizers in Global Agriculture. 1999 Travis P. Hignett Lecture, IFDC, Alabama, USA.
- Stanford, G & S J Smith. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 36: 465-472.
- Teal, R K; B Tubana; K Girma; K W Freeman; D B Arnal; O Walsh & W R Raun. 2006. In season prediction of corn grain yield potential using normalized difference vegetation index. *Agro. J* 98: 1488-1494
- Urricariet S & M M Zubillaga, 2007. Fundamentos de la Agricultura de Precisión. En *Tecnología de la Fertilización de Cultivos Extensivos en la región pampeana*: Editorial de la Facultad de Agronomía UBA. Pág. 135-157. ISBN978-950-29-1012-3.
- Urricariet, S & M M Zubillaga. 2007. Alcances y perspectivas del manejo sitio-específico de la fertilización. En *Tecnología de la fertilización de cultivos extensivos en la Región Pampeana*. 8:161-181
- Viglizzo, E F; M F Ricard; E G Jobbágy; F Frank & L V Carreño. 2011. Assessing the cross-scale impact of 50 years of agricultural transformation in Argentina. *Field Crops Res.* 124: 186-194

- Wang,W; C J Smith; P M Chalk & D Chen. 2001. Evaluating chemical and physical indices of nitrogen mineralization capacity with an unequivocal reference. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 368-376.
- Waring,S A & J M Bremner, 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *Nature* 201: 243-250.
- Williams, J D; C R Crozier; J G White; Heiniger R W; Sripada R & D A Crous. 2007. Illinois soil nitrogen test predicts Southern U.S. corn economic optimum nitrogen rate. *Soil Sci Soc Am J* 71: 735-744
- Zhang, N; M Wang & N Wang. 2002. Precision agriculture*/a worldwide overview *Computers and Electronics in Agriculture* 36: 113-132.
- Zhang, N & R Taylor. 2001.Applications of a field-level geographic information system (FIS) in precision agriculture. *Appl. Eng. Agric.* 17: 885-892.
- Zubillaga, M M; M L Cabrera; D. Kissel & J Rema. 2007. Modelling field scale N mineralization in coastal Plain soil. *Ecological Modelling* 207: 243-250.
- Zubillaga, M M & M S Zubillaga. 2009. Que caro cosechar nutrientes. *Encrucijadas* 46: 32-36. Universidad de Buenos Aires.
- Zubillaga, M M & S Urricariet. 2005. Assessment of nitrogen status in wheat using aerial photography. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 36: 1787-1798

CAPITULO II

FIELD-SCALE N MINERALIZATION ON INLAND FLAT PAMPAS SOILS

2.1. – INTRODUCTION

Crop and soil N budgeting is the basis for past and current fertilizer N recommendations, with the rate of N application being defined as the difference between the crop N demand and soil N supply (Schepers & Meisinger, 1994). Typically, the crop N demand depends on yield goal whereas the soil N supply depends on N mineralization and preplant inorganic N. In humid temperate regions, the soil N supply is largely determined by mineralization of soil organic nitrogen during the growing season (Zebarth *et al.*, 2009). Application of this balance sheet approach could be used to estimate the mineralized N during a growing season (ANM) by reorganizing the terms of the equation (Engels & Kuhlmann, 1993).

Nitrogen fertilizer recommendations are commonly made without considering within-field variability in N mineralization. Site-specific N management may be useful to optimize application rates if the variation of field characteristics can be used to guide N applications (Booiting *et al.*, 2001). Thus, the development of site-specific N management systems

requires a thorough understanding of field variability in soil N mineralization and its controlling factors (Egelkraut *et al.*, 2003).

At the field level, several attributes can be used to obtain spatial information. Yield maps are useful to understand spatial variability but they do not indicate the source of that variability. Furthermore, the seasonal yield variability can be greater than the soil variability identified in soil maps. In soils with light texture, in which yields are typically limited by water availability, the topographic variability can be useful to interpret yield maps (Kravchenko & Bullock, 2000).

In the subhumid Flat Inland Pampas (Figure 12), the predominant landscape is comprised of flat to gently rolling continental dunes (Hall *et al.*, 1992) with significant soil variability in small areas, and dominant Hapludolls developed from eolian sediments of Pleistocene era with dominantly udic and thermic water and temperature regimes, respectively (Salazar Lea Plaza & Moscatelli, 1989). The amount of water available in these soils has shown a marked influence on crop productivity in non-irrigated systems (Gregoret *et al.*, 2011; Urricariet *et al.*, 2011). The available water storage capacity in a Typic Hapludoll was 121 mm and was closely linked to soil properties such as soil organic carbon (SOC) content and texture (Diaz Zorita *et al.*, 2002). The SOC content of the upper soil layer has been found to be the property that is

best related to the yield of the principal crops of the region (e.g. wheat, Diaz Zorita *et al.*, 1999).

Topography affects soil SOC through erosion and redistribution of fine soil particles and organic matter across the landscape, and through water redistribution leading to varying leaching, infiltration and runoff potentials (Kravchenko & Bullock, 2000). Topographic variables explained more than 60 % of the variation in soil water content at 10 and 33 kPa (Pachepsky *et al.*, 2001). Topographic variables can be used to subdivide the terrain into areas having distinctly different shapes, and average values of soil properties can be defined for these areas (Pennock & de Jong, 1990). Landscape position has been shown to be related to soil N levels (Fiez *et al.*, 1994, Sentilkumar *et al.*, 2009) and may increase profitable recommendations based on yield goals for each landscape position (Ziadi *et al.*, 2013).

Nitrogen mineralization rates depend in part on the soil organic matter due to the nature of the organic-mineral complex in the soil, especially particle size. Relationships between clay and humus or clay and total N (Cabrera & Kissel, 1988) have been proposed to indicate the degree of protection that clays provide to organic matter against microbial decomposition. A positive relationship was found between the amount of organic N in the soil and the silt+clay content. Consequently, there was a negative relationship between the percentage of soil N mineralized

during incubation and the silt+clay content of the soil (Hassink, 1994). In the semiarid Western Inland Pampas, the organic matter content is positively related to silt+clay content (Buschiazzo *et al.*, 2004). This influence of soil texture on SOC could be attributed to the effect of texture on the water retention capacity of soils. These textural fractions had a positive influence on young and humified organic matter, and the effect was more pronounced in cultivated soils (Hevia *et al.*, 2003). A larger mobilization of N appeared to occur from the fine fraction and humic acid in finer textured soils than in coarser textured soils (Galantini *et al.*, 2004). Thus, texture appeared to affect markedly the dynamics and quality of major organic matter pools, and the related availability of N in semiarid soils. Conversely, in humid regions of the Pampas, such as the Rolling Pampas (Figure 12), the soil fine particles controlled mineralization of organic pools by reducing the rate of the process as silt+clay rose (Alvarez & Steinbach, 2011). Also in the Southern Austral Pampas, it has been reported that the ratio SOC/clay was useful in predicting N mineralization during the growing season of wheat (Gonzalez Montaner *et al.*, 1997).

Nitrogen mineralization tests and some indices have been proposed in the Pampas as methods to predict soil N supplying capacity to crops and productivity. In the Semiarid Pampa, it has been reported that the level of nitrate-N at planting and barley yield are correlated with the ratio organic matter/silt+clay (Quiroga *et al.*, 2006). Labile fractions, such as the carbon light

fraction or the potentially mineralizable nitrogen could explain the yield of wheat in some humid areas (Alvarez *et al.*, 2002). However, in the Semiarid Pampa, these fractions did not correlate with N initial at planting and crop yields by the unfertilized control treatments for wheat and corn (Bono & Alvarez, 2013).

Nitrogen mineralization is highly sensitive to factors that vary in time. Interactions occur among soil properties, rainfall, and temperature that control water and nutrient availability as well as N mineralization during the growing season (Heumann *et al.*, 2011). Precipitation and thermal units have been found to significantly affect soil mineral N and thus corn response to N (Tremblay *et al.*, 2012; Shahandeh *et al.*, 2010). Crops are often considered good integrators of factors such as the presence of mineral N, climatic conditions, soil properties, and crop management (Sawyer *et al.*, 2004).

In recent years, significant progress in development and investigation of optical sensing tools useful for N status determination has been observed, sometimes from sensors mounted on satellites or aircraft (Hatfield *et al.*, 2008). The N status of crops can be detected by spectral indices (Bodo & Schmidhalter, 2008; Zubillaga & Urricariet, 2005), and efforts have been directed to the validation of diagnostic tools that can relate spectral indices to soil fertility (Li *et al.*, 2001; Sogbedji *et al.*, 2001). In recent work (Zubillaga *et al.*, 2012), consistent relationships were found between N mineralization and

vegetation indices derived from spectral teledetection. The advantage of remote sensing methods is the ability to provide repeated measures from a field without destructive sampling of the crop, which can provide valuable information for precision agriculture applications.

Site-specific N application requires information on crop growth, its N status, and N supply from the soil with high temporal and spatial resolution, and tools are needed to deliver this information efficiently and at low cost. Remote sensing provides a rapid estimate of the crop N status with high spatial resolution, and then can be addressed by variable-rate fertilizer application (Olf *et al.*, 2005).

Prediction of the amount of N mineralized (ANM) during a growing season is difficult, but some empirical models have been developed (Egelkraut *et al.*, 2003, Zubillaga *et al.*, 2007; Heumann *et al.* 2011). In soils from the Southern Austral Pampas, workers have related ANM to soil variables for wheat (González Montaner *et al.*, 1997). For corn and wheat in the Rolling Pampas, the N mineralized during the growing season was the main source of N for the crop and was about 10-fold the amount of N derived from the previous crop residue (Alvarez & Steinbach, 2011). In the Western Inland Pampas, ANM during wheat growing was almost 40% greater than that found in the Rolling Pampas (Romano *et al.*, 2015) and was associated with the clay+silt fraction. Consequently, in subhumid regions such as the Flat

Inland Pampas it is necessary to estimate controlling factors that affect ANM for corn so as to determine the rate of fertilizer N that optimizes production without causing environmental risks. In the present work, we hypothesized that ANM can be predicted with reflectance measurements taking during crop growth as well as climatic and soil variables.

The objectives of this study were to adjust predictive models for ANM based on climatic, soil, and spectral variables at field scale, and to validate those models with a validation data set. If the ANM can be predicted using any of these variables, this approach may be have value to estimate the spatial variability of N mineralization for use in N fertilizer applications for precision farming.

2.2. - MATERIALS AND METHODS

2.2.1.- EXPERIMENTAL SITES AND GENERAL CHARACTERIZATION OF THE STUDY AREA

This study was conducted in six field located in the Flat Inland Pampas, Argentina. The Inland Pampas (B) is part of the vast Rio de la Plata grasslands that has been divided into the Flat Pampas (B₁) and the Western Pampas (B₂) (Hall *et al.*, 1992). This study was conducted in the Flat Pampas, which is on the eastern side, and it

has low relief with a thin sandy topsoil layer, shallow ponds and extended marshy wetlands (Figure 12).

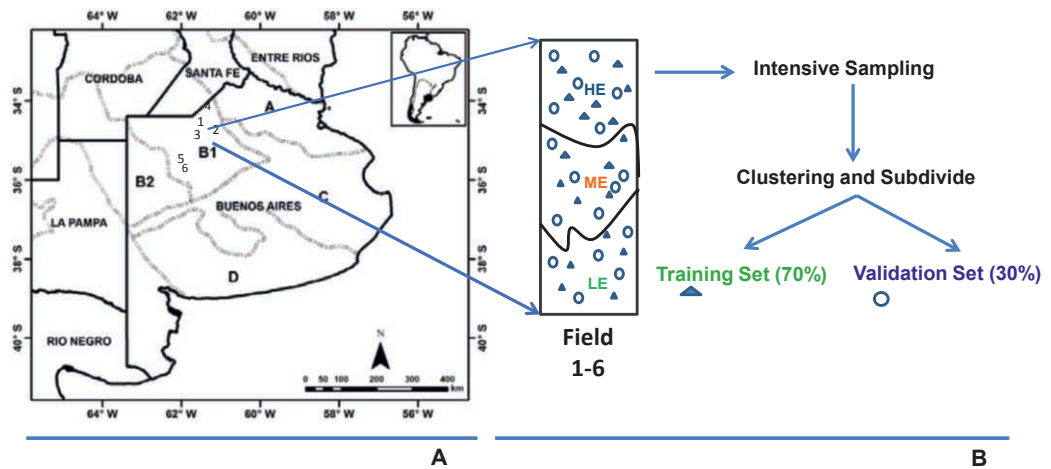


Figure 12. A Location of study area in the subregion of the Inland-Pampa (Flat Pampas). Leon et al., 1984. Dotted lines (•••) indicate the boundaries of the subregions of the Pampas. A: Rolling Pampas (humid), B1: Flat Inland Pampas (subhumid); B2: Western Inland Pampas (semiarid), C: Flooding Pampas (humid) and D: Austral Pampas. Straight lines (---) indicate provincial boundaries. Figure 12 B. Each field was divided in three zones: LE low elevation; ME medium elevation and HE high elevation. Each zone has sampling sites used for the training set (70%, triangles) and sites utilized for the validation set (30%, circles).

The climate is humid to subhumid with smaller precipitations during winter. Average precipitation varies from 1014 mm in the east to 850 mm in the west. In the Flat Pampas, the soils are classified as Typic Hapludolls, Entic Hapludolls or Typic Haplustolls (according WRBSR, Haplic Phaeozem or Haplic Kastanozem, have moderate limitations for crop production, and are found mostly in land capability class II (USDA, 1961). These soils are deep sandy to sandy-loam

textured, well drained, with low to medium SOC contents and low water storage capacity.

Due to the geographic dispersion of the study sites, we calculated precipitation indices for the periods of October-February (PI_{OF}) and September-November (PI_{SN}) at each field from the observed precipitation and historic precipitation records at each field for each growing season:

$$PI_{OF} = \frac{\sum_{Oct\ field}^{Feb\ field} Actual\ Precipitation}{\sum_{Oct\ field}^{Feb\ field} Mean\ Precipitation}$$

$$PI_{SN} = \frac{\sum_{Sept\ field}^{Nov\ field} Actual\ Precipitation}{\sum_{Sept\ field}^{Nov\ field} Mean\ Precipitation}$$

The distribution of soils on the landscape makes their study difficult because within short distances there may be soils belonging to different subgroups. This generates a large variability in the inherent quality of the soils in small fields. The soils in the fields selected for the study included Entic Hapludolls, coarse loams in the higher and convex positions and Typic Hapludolls developed between hills (Salazar Lea Plaza & Moscatelli, 1989).

In each field, three zones were identified based on relative terrain elevation (RTE). An elevation survey was conducted with a total station and for each sampling site the measurements were scaled to calculate

RTE_{FIELD}=

$$\left(\frac{\text{Actual Elevation} - \text{Minimum Elevation}}{\text{Maximum Elevation} - \text{Minimum Elevation}} \right) * 100$$

From this procedure, the following homogenous zones were identified: low elevation (LE), located in terrains presenting low relative elevation (0-33 % RTE); high elevation (HE), located in terrains presenting high elevation (67-100% RTE), and average elevation (ME) located in transition areas between LE and HE (34-66 % RTE). In each of the zones, intensive soil and crop samplings were conducted at a rate of 1 sample for every 750 or 2000 m² depending on the size of each zone (3 to 21 samples per zone, Table 2).

Table 2. Description Experimental Field and Zones at field scale

Field	Growing Season	Latitudes	Longitudes	N° sites zone ⁻¹		
				LE	ME	HE
1	2003/04	34°24'33" S	61°35'35" W	6	5	14
2	2004/05	34°24'33" S	61°32'43" W	10	5	9
3	2009/10	36°34'02" S	62°07' 05"W	3	3	3
4	2010/11	36°35'37" S	62°04'57" W	21	18	14
5	2011/12	34°23'37" S	61°38'57" W	3	3	3
6	2012/13	34°20'50" S	61°31'15" W	6	6	7

2.2.2. - MEASUREMENTS IN EACH SITE

The apparent N mineralized (ANM) was estimated using procedures outlined by Scheppers & Meisinger (1994). Briefly, the methodology consisted of measuring soil profile NO₃-N to a depth of 0, 90 m at the beginning and end of the measurement period, measuring plant N accumulation at the end of the measurement period, and taking into account fertilizer additions. Soil samples were taken with a soil probe (2.3-cm diameter) at depths of 0-0, 30; 0, 30-0, 60; and 0, 60-0, 90 m. At crop physiological maturity, samples of plant and grain were collected and total N analyzed by Kjeldhal (Page *et al.*, 1982). To compare across years, the amount of N mineralized during the growing season was divided by the length of period between initial and final sampling to calculate daily apparent N mineralized (DANM, g N ha⁻¹ d⁻¹). Samples from the upper soil layer (0-0, 30 m), were analyzed for organic carbon content by modified Walkley-Black (Page *et al.*, 1982), texture (Bouyoucos, 1962), and nitrate content (Marban, 2005).

Reflectance was determined with a portable multispectral radiometer (Cropscan MSR16, Rochester, USA) with wavelengths of 450, 500, 550, 610, 660, 680, 710, 730, 760, 780, 810, 870; 950; 1080; 1220 and 1600 nm at a height of 1,1 m measured from the canopy top and integrating a surface of 0,52 m². Spectral determinations were made in two vegetative periods: V6 and V8 (Ritchie *et al.*, 1997) with measurements made within 2 h of solar noon. The following formula

was used to calculate normalized difference vegetation index, NDVI (Rouse et al., 1973):

$$NDVI = (R_{NIR} - R_{VIS}) / (R_{NIR} + R_{VIS}),$$

where R_{NIR} represents reflectance at 800 nm and R_{VIS} 670 nm. Climatic data were obtained from weather stations located at Junín and Bolívar (SMN, 2015).

2.2.3.- STATISTICAL ANALYSIS

The following variables were used to evaluate relationships with DANM: sand (Sa), clay (Cl), silt (Si), organic carbon (SOC), relative terrain elevation (RTE), normalized difference vegetation index (NDVI), P_C (cumulative precipitation during the whole maize season growing), P_{OF} (accumulated precipitation during October-February period), P_{SN} (accumulated precipitation during September-November period), T_C (growing season mean temperature), and T_{ON} (mean temperature during October-November period). The data set (Table 2) for each zone in each field was randomly partitioned into 70% for a training set and 30 % for a validation set. For that purpose, the data collected from each site and season were clustered into homogenous zones (HE, ME and LE) and then from each zone the set was randomly partitioned into 70% for training and 30% for validation (Fig 12). The values within each zone (training or validation) were averaged to obtain a unique value for the zone.

Spearman's correlation coefficient was calculated to evaluate the relationship between apparent nitrogen mineralization (DANM) and the different variables measured. In addition, linear regression models were fit to estimate daily apparent nitrogen mineralization (DANM) from several independent variables. Models were fit using the training set and their ability to generalize was evaluated with the validation set. The stepwise method was used for variable selection. Only terms significant at $p=0.05$ by the F test were kept in the models. In some models, the elevation zone was included as a dummy variable (0 or 1 for HE, ME and LE), and in other models it was considered as a quantitative variable. Multicollinearity among variables was checked by the variance inflator factor.

All data sets were tested for normal distribution (Shapiro-Wilk test) and variance homogeneity. Model performance was evaluated following the methodology proposed by Whitmore (1991). Statistics analysis used included the correlation coefficient (r) and root mean square error (RMSE). The correlation coefficient (r) is a measure of the degree of association between simulated and measured data. The root mean square error $\{RMSE= [\sum(\text{simulated}-\text{measured})^2/N]^{0.5}\}$ quantifies the dispersion between simulated and measured data in the same units as the measured data. Intercepts and slopes of regressions of observed versus estimated data were analyzed by the t test to determine if the slope was significantly different from 1 and if the intercept was significantly different from 0.

2.3. - RESULTS AND DISCUSSION

2.3.1. - GENERAL CHARACTERISTICS OF THE SAMPLED AREAS

Mean annual rainfall ranged from 418 to 1961 mm (1970-2013 period), depending on the site, with 85% received during the corn growing season (September to March). Figure 13 shows Indices of precipitation (PI_{OF} , PI_{SN}) and apparent N mineralized (DANM).

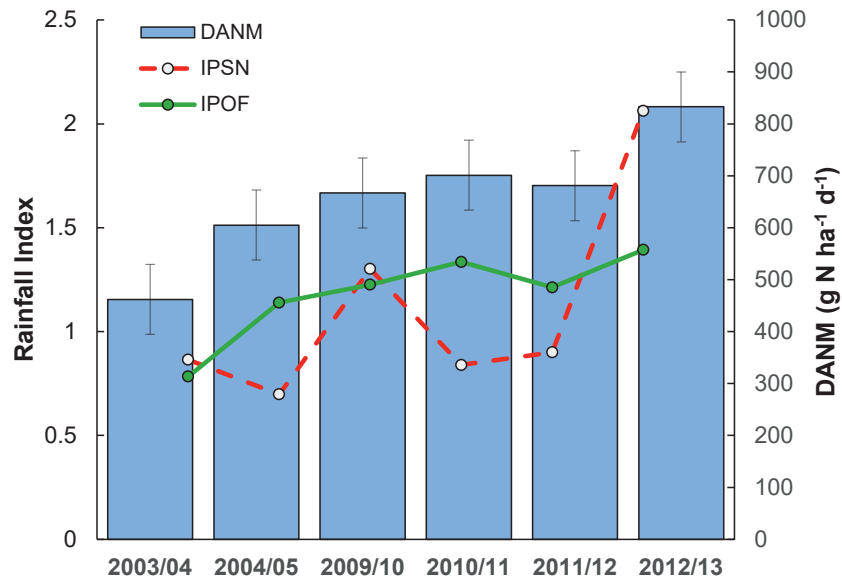


Figure 13. Indices of precipitation for each corn growing season (lines) and apparent N mineralized (bars). Bars on DANM indicate the standard error of the mean.

The PI_{OF} ranged from 0, 78 to 1,39, with five of the seasons showing values greater than 1. A value of 1 indicates a combination of site x season growing with

normal precipitation for the period. During the period of September through November, the PI_{SN} varied between 0,69 and 2,06 with four of the season showing values less than 1 (Figure 13).

This meteorological information indicates that most years had precipitation above normal, with the exception of the 2003-2004 season. However, for the period September-November, the cumulative precipitation for the four seasons was below normal. Crop years with lower rainfall indexes were those that had significantly lower amounts of N mineralized during the growing season.

General statistics for the variables measured in all the experiments are shown in Table 3. The mineralized N during the corn season growing season (DANM) ranged from 217 to 1019 g N ha⁻¹ d⁻¹ with a mean of 658 g N ha⁻¹ d⁻¹, which is equivalent to 113 kg N ha⁻¹ during the growing season. The soil organic C had a range of 6,4 to 20,7 g kg⁻¹ and the coefficients of variations were similar for SOC and DANM. On average, 2,36 % of soil organic N was released during the crop growing season which had an average duration of 171 days.

The ANM was the main source of N for the crop, accounting for 60 % of the total N taken up by the corn crop (data not shown). The main textural fraction was sand, which showed the smallest CV (12%). Of the fine particles, the silt fraction showed the larger proportion as well as a smaller variability than the clay fraction (CV= 50%).

Table 3. Mean, maximum, and minimum values, standard deviation, coefficient of variation and skewness for topsoil properties (0-30 cm depth), climatic variables, and reflectance measurements.

Variables	Mean	Min.	Max	SD	Skew
E: Edaphic					
DANM (g N ha ⁻¹ d ⁻¹)	658	217	1019	226	-0.04
SOC (g kg ⁻¹)	12.26	6.37	20.7	3.29	0.73
Sa (g kg ⁻¹)	659	523	806	12.25	0.12
Si (g kg ⁻¹)	264	170	353	5.71	-0.2
Cl (g kg ⁻¹)	77	24	139	3.88	0.33
C: Climatic					
T _C (°C)	20.1	19.2	21.8	0.99	0.93
T _{OD} (°C)	19.5	17.9	22.3	1.45	1.02
P _C (mm)	634	486	758	98	-0.2
P _{OF} (mm)	606	432	768	106	-0.18
P _{ON} (mm)	109	26	291	90	1.39
P _{SN} (mm)	292	189	559	129	1.53
T: Topographic					
RTE (%)	44.3	9.8	79	24.7	0.18
V: Crop reflectance					
NDVI (%)	42	29	54	7.5	-0.62

DANM is the nitrogen mineralized during whole crop season; SOC is soil organic carbon; Sa is soil sand concentration; Si is soil silt concentration; Cl is soil clay concentration, RTE is relative terrain elevation and NDVI is normalized difference vegetation index taken between V₆ and V₈ expanded leaves. T_C is the complete growing season average temperature. T_{OD} is the average temperature during October- December period. P_C is the accumulated precipitation during complete growing season. P_{OF} is the accumulated precipitation during October-February period. P_{ON} is the accumulated precipitation during the October- November period. P_{SN} is the accumulated precipitation during the September–November period.

Among climatic variables, rainfall in the early stages of the crop showed high variability. The accumulated rainfall during September to November (P_{SN}) and

October to November (P_{ON}) tended to be the most variable, with CV values of 44 and 80%, respectively.

2.3.2. - CHARACTERIZATION OF THE MANAGEMENT ZONES DELIMITED AT FIELD SCALE

Some characteristics of the delimited areas used in this study are shown in Table 4. The LE zone had greater DANM, SOC, Si and NDVI and smaller Sa than the other areas, whereas the ME zone showed intermediate characteristics between HE and LE. Coefficients of variation were fairly similar among attributes in each environment, with the exceptions of DANM and NDVI in LE, which showed larger variability.

Mean values of SOC vary considerably among zones management. Soil organic carbon has been found to be the property that is best related to the yield of the principal crops of the region (Diaz Zorita *et al.*, 1999). In this region, SOC plays a key role in soil productivity in this region through its positive effects on soil aggregation and the storage and supply of water and nutrients (Urricariet *et al.*, 2011). The quantity of fine mineral particles (clay and silt) is one of the intrinsic factors that control the organic carbon level in soils of the region (Buschiazzo *et al.*, 1991). In our study, sand and silt contents showed significant differences between zones, but clay content was not different between zones. Clay content was

relatively low in all zones and showed more variability than the rest of the studied variables.

Table 4. General characteristics of the homogeneous zones at each site (LE=Low relative elevation; ME = medium relative elevation; HE= high relative elevation). The soil variables were measured in the top 0-30 cm. Means followed by the same letter are not significantly different according to Fisher's LSD at $p < 0.05$

	LE		ME		HE	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
DANM ($\text{g N ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$)	860 a	115	682 b	131	421 c	139
SOC (g kg^{-1})	15.1 a	3	12.4 b	1.7	9.3 c	2
Sa (g kg^{-1})	580 c	49	649 b	36	745 a	43
Si (g kg^{-1})	320 a	28	274 b	23	197 c	25
Cl (g kg^{-1})	97.0 a	44	77 a	38	58 a	30
RTE (%)	17.6 c	4.5	41.4 b	8	74.5 a	6
NDVI (%)	49.8 a	3	43.1 b	4	35.7 c	7

DANM is the nitrogen mineralized during the whole crop season; SOC is soil organic carbon; Sa is soil sand concentration; Si is soil silt concentration; Cl is soil clay concentration, RTE is relative terrain elevation and NDVI is normalized difference vegetation index between V6 and V8 expanded leaves.

The amount of N mineralized showed significant differences among the different environments. In those zones found in regions of larger productivity, the average N mineralized during whole crop growth significantly differed between zones, with average values of 147; 116 and 72 kg N ha^{-1} for LE, ME and HE respectively.

The effect of soil, topographical characteristics and weather condition on DANM variability was studied using regression analysis. The relationship between DANM and the different measured variables is shown in Table 5.

Table 5. Spearman’s correlation coefficient (r_s) for DANM versus edaphic (E), topographic (T), reflectance (R) and climatic (C) variables.

	E				T	R	C				
	Sa	Si	Cl	SOC	RTE	NDVI	P _{ON}	P _{OF}	P _{SN}	T _{OD}	T _C
r_s	-0.78	0.89	0.39	0.59	-0.64	0.81	0.12	0.35	0.24	0.06	0.29
P	<0.01	<0.01	0.11	0.01	<0.01	<0.01	0.61	0.17	0.31	0.81	0.25

Sa is soil sand concentration; Si is soil silt concentration; Cl is soil clay concentration; SOC is soil organic carbon; RTE is relative terrain elevation and NDVI is normalized difference vegetation index taken between V6 and V8 expanded leaves; P_{ON} is the accumulated precipitation during the October- November period; P_{OF} is the accumulated precipitation during October-February period; P_{SN} is the accumulated precipitation during the September – November period; P_C is the cumulative precipitation during complete growing season; T_{OD} is the average temperature during October- December period; T_C is the complete growing season average temperature.

Of all the measured soil variables, DANM was inversely related to the concentration of sand. Other authors have found that in the region where the studies were conducted the amount of organic matter decreases as sand content increases (Urricariet *et al.*, 2011). Thus, the availability of N as well as water storage capacity decreases as sand content increases (Buschiazzo *et al.*, 2004; Galantini *et al.*, 2004). In our study, silt concentration showed the best relationship with DANM, which is probably due to the greater amount of silt than clay in the studied soils (Table 3). This strong relationship between silt and N availability is in line with results of studies from a nearby semiarid region. In the semiarid Inland Pampas, a region located to the west of our study, it has been shown that SOC depends on soil texture because as the amount of fine-sized fractions (silt+clay)

increases so does the biological activity, and therefore, the deposition rates of organic residues to the soil and SOM contents (Buschiazzo *et al.*, 1991).

Also, a positive relationship between silt+clay and soil labile organic matter was found in those soils (Hevia *et al.*, 2003; Galantini *et al.*, 2004). Texture, among several other factors, may play an important role in controlling the distribution and activity of soil microbial biomass and, in turn, the size and quality of soil organic matter pools, and the related dynamics of N in soil. Fine-textured soils contained an amount of total N possibly mineralized from SOM components of the fine fraction including humic acid (HA). Therefore, a larger mineralization of N appeared to occur from the fine fraction and HA in finer textured soils than in coarser textured soils (Galantini & Rossel, 2006).

There was a negative relationship between DANM and RTE, which is due to the fact that landscape position affects the distribution of soil particles and also the content of organic matter and availability of nutrients (Dharmakeerthi *et al.*, 2005). A negative relationship was also found between RTE and silt (data not shown). Consequently, sites located in the upper, middle, and lower thirds of RTE values showed significant differences in DANM (Table 5). These results are similar to those reported by Urricariet *et al.* (2011).

Crop reflectance measured in early stages of the crop (V6-8) was significantly positively related to DANM (Table 4). Previous studies have related

NDVI to the N status of the corn canopy (Teal *et al.*, 2006; Solari *et al.*, 2008), but the canopy reflectance has also been associated with the level of soil C (Chen *et al.*, 2000). In fields on wheat and corn of the studied region, Zubillaga & Uricarriet (2005) found a positive relationship between NDVI and N content of the crop, and between NDVI and soil productivity.

Of the climatic variables measured, the cumulative precipitation during whole crop growth was not related to DANM (data not shown). Similarly, P_{OF} and P_{SN} were not strongly related to DANM (Table 5). However, other researchers have also found a positive relationship between DANM during summer crop growth and P_{OF} for the more humid regions of the Pampas (Alvarez & Steinbach, 2011, Gonzalez Montaner *et al.*, 1997).

2.3.3. - PREDICTING APPARENT NITROGEN MINERALIZATION AT THE FIELD SCALE

The different equations developed to estimate DANM at the field scale are presented in Table 6. For individual variables, the silt content was the first variable selected by the method STEPWISE (Eq. [1]), followed by NDVI and finally sand content. The amount of silt explains not only water availability but also the amount of mineralizable substrate. Of all the edaphic variables considered, silt content explained 56% of the variability of DANM, and Sa explained 40% of the N

mineralized during the crop cycle. In contrast to silt, sand showed a negative relationship with S_a .

Table 6. Functions for predicting DANM ($\text{g N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) at different MZ at field scale using soil, topographical, reflectance and climatic characteristics in simple and multiple linear regressions. Variables: S_a (%); RTE (%); NDVI (%), P_{SN} (mm) y P_{OF} (mm). Dummy variable: MZ management zone: LE, ME and HE.

Regression Equation	R^2	P
$28 Si - 112$	0.56	<0.001
$26.6 Si + 0.36 PSN - 179$	0.62	<0.001
$19.5 NDVI - 203$	0.46	0.002
$1679 - 16 Sa$	0.40	0.005
$799 - 3.1 RTE$	0.16	0.10
$613 - 4 RTE + 0.79 PSN$	0.37	0.03
$790 - 84 ME - 344 HE$	0.48	0.007
$623 - 84 ME - 344 HE + 0.57 PSN$	0.60	0.004

The spectral characteristics of the crop in early stages (V_{6-8}), measured as NDVI allowed capturing the variability in DANM with similar coefficients of determination as other soil variables. NDVI explained 46% of the N mineralized, whereas RTE only explained 16% of the DANM variability.

The delineation of three management zones (MZ) in each field according to terrain elevation explained 48% of DANM. The management zones (HE, ME, and

LE) were included in the equations as categorical variables. Low elevation zone (LE) corresponds to a zone with the most productive soils with a DANM of 790 g N ha⁻¹ d⁻¹. The other two management zones showed DANM values of 706 and 446 g N ha⁻¹ d⁻¹ for ME and HE, respectively. Adding P_{SN} to the equation management zones improved the prediction of DANM (Figure 14 d). The models were improved when P_{SN} and P_{OF} were added. These climatic variables together with soil or topographic variables helped to better characterize conditions for each crop growing cycle. In particular, P_{SN} could be useful for predictive purposes whereas P_{OF} would be mainly useful as an explanatory variable.

Cumulative precipitation from September through November (P_{SN}) improved the prediction of the model with silt, but did not improve the model that included the variable sand. Variable Si and P_{SN} explained 62% of DANM. Also, an elevation survey of the site was important because elevation together with climatic variable explained 37% of DANM (Figure1). Although these results are promising for the use of variable fertilization at the field scale, an additional autocorrelation analysis is needed for the use of site-specific nitrogen management.

The cumulative precipitation during September-November (P_{SN}) reduced the RSE (residual square error) for DANM by 13 and 18 % for Si and MZ, respectively. The use of the different equations can vary depending on the information available

about the field. For example, the equation that uses P_{SN} would be useful to estimate DANM ahead of developing a recommendation for nitrogen fertilizer.

2.3.4. - MODEL TESTING

The predictive equations developed were used to estimate DANM in the validation data set. The RMSE varied from 92 to 147 g ha⁻¹ d⁻¹ according to the variables used in the prediction models (Figure14). Also, intercepts and slopes of observed versus estimated data were not different from 0 and 1, respectively for the validation data set.

These simplified regressions suggest that a large proportion of the variation in DANM can be explained through edaphic, crop reflectance, and through climatic information. The equation with MZ and PSN and the equation with Si and PSN provided the best estimates of apparent N mineralization for the validation data set.

Additional research should be conducted with soils of the Inland Flat Pampas to further validate the developed equations and to evaluate their use for site-specific N management.

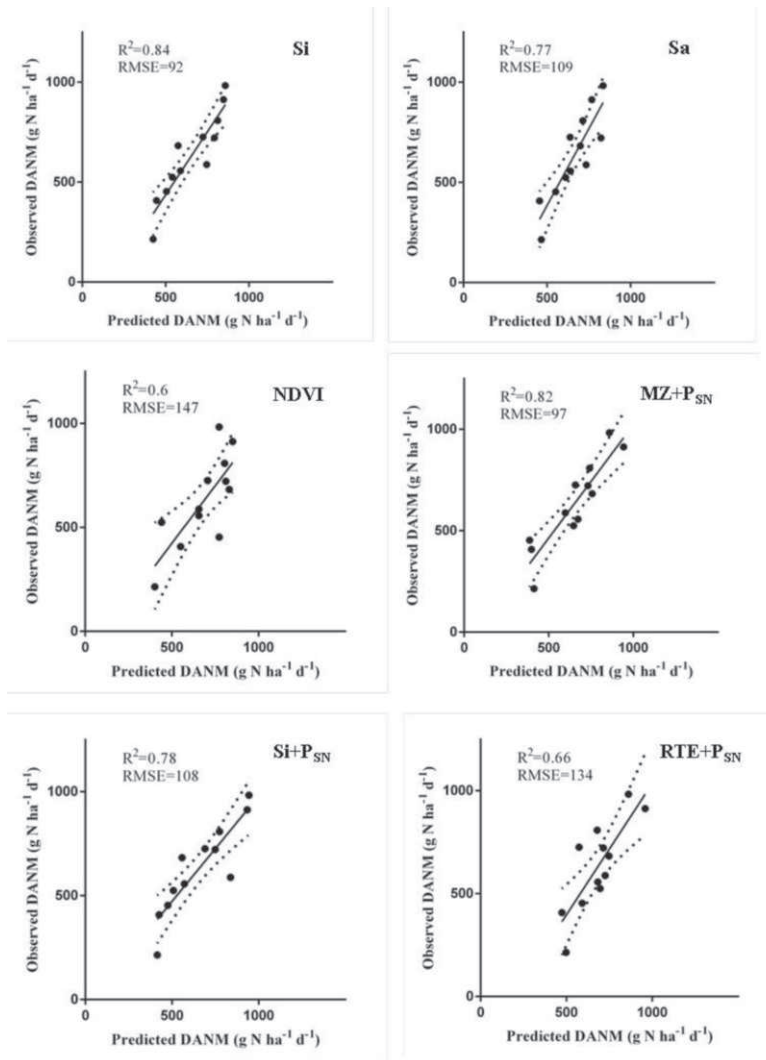


Figure 14. Observed vs estimated apparent nitrogen mineralization estimated by a polynomial regression model that uses: a) silt content (Si), b) sand content (Sa); c) NDVI between V6 and V8 corn crop; d) zone (MZ) within the field and accumulated precipitation during sept-nov (P_{SN}); e) Relative terrain elevation (RTE) and P_{SN}. The line band mean ± 95% confidence band.

2.4. - CONCLUSIONS

The regression equation including concentration of silt in the soil and the precipitation index for September-November explained 62% of the variability in daily apparent N mineralized for the training data set, and accurately estimated 84% of the apparent N mineralized in the testing data set. Additional research is needed to further test this equation in the Flat Pampas and determine if it could be used for determining fertilizer N recommendations that take N mineralization into account.

2.5.- REFERENCES

- Alvarez, R A; C R Alvarez & H Steinbach. 2002. Association between soil organic matter and wheat yield in humid Pampa of Argentina. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33: 749-757.
- Alvarez, R A & H Steinbach. 2011. Modelling apparent nitrogen mineralization under field conditions using regressions and artificial neural networks. *Agronomy J.* 103: 1159-1168.
- Bodo, M & U Schmidhalter. 2008. Estimating the nitrogen nutrition index using spectral canopy reflectance Measurements. *Europ. J. Agronomy*, Vol. 29: pág. 184–190
- Bono, A & R Alvarez. 2013. Nitrogen mineralization in a coarse soil of the semiarid Pampas of Argentina. *Archives of Agronomy and Soil Science* 59: 259-272.
- Booltink, H; B van Alphen; W Batchelor; J Paz; J Stoorvogel & R Vargas. 2001. Tools for optimizing management of spatially-variable fields. *Agricultural Systems* 70: 445-476.
- Buschiazzo, D E; A R Quiroga & K Stahr.1991. Patterns of organic matter accumulation in soils of the semiarid Argentinian Pampas. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 154, 347-441.
- Buschiazzo, D E; H D. Estelrich; S B Aimar; E Viglizzo & FJ Babinec. 2004. Soil texture and tree coverage influence on organic matter. *J. of Range Management* 57: 511-516.
- Cabrera, M L & D Kessel. 1988. Mineralizable nitrogen in disturbed and undisturbed soil samples. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 1010-1015.
- Chen, F; D E Kessel; L West & W Adkins. 2000. Field-Scales mapping of surface soil organic carbon using remotely sensed imagery. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 746-753.
- CROPSCAN Inc. (2000). *Data Logger Controller, User's Guide and Technical Reference.* CROPSCAN Inc., Rochester, MN.

- Dharmakeerthi, R S; F D Kay & E G Beauchamp. 2005. Factors contributing to changes in plant available nitrogen across a variable landscape. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 453-462.
- Di Rienzo, J A; F Casanoves; M G Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & C W Robledo. 2011. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Díaz Zorita, M; DE Buschiazzo & N Peinmann. 1999. Soil organic matter and wheat productivity in the semiarid Argentinian Pampas. *Agronomy J.* 91, 276-279
- Diaz Zorita, M; G Duarte & J H Grove. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil & Tillage Research* 65: 1-18.
- Egelkraut, T; D Kissel; M Cabrera & W Adkins. 2003. Predicting N mineralized in a coastal Plain field. *Nutr. Cycl. Agroecosystem* 66: 1-12.
- Engels, T & 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. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 156: 149-154.
- Fiez, T E; B C Miller & W L Pan. 1994. Winter wheat yield and grain protein across varied landscape positions. *Agron. J.* 86:1026-1032.
- Galantini, J A; N Senesi; G Brunetti & R Rosell. 2004. Influence of texture on organic matter distribution and quality and nitrogen and sulphur status in semiarid Pampean grassland soils of Argentina. *Geoderma* 123: 143-152.
- Galantini, J & R Rossel. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil & Tillage Research* 87: 72-79.
- Gonzalez Montaner, J; G Maddonni & M Di Napoli. 1997. Modelling grain yield and grain yield response to nitrogen in spring wheat crops in the Argentinean Southern Pampa. *Field Crops Res.* 51: 241-252.

- Gregoret, M C; M Diaz Zorita; J Dardanelli & R Bongiovanni. 2011. Regional model for nitrogen fertilization of site-specific rainfed corn in Haplustolls of the Central Pampas, Argentina. *Precision Agric* 12: 831-849.
- Hall, A J; C M Rebella; C M Ghersa & J P Culot. 1992. Field crop systems of the Pampas. *In: Pearson, C. J. (ed.), Field Crop Ecosystems: Ecosystems of the World. Vol. 8. Elsevier, Amsterdam, Netherlands. Pp. 413-450.*
- Hassink, J. 1994. Effect of soil texture on the size of the microbial biomass and on the amount of C and N mineralized per unit of microbial biomass in Dutch grassland soils. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1573-1581
- Hatfield, J L; A A Gitelson; J S Schepers & C L Walthall. 2008. Application of Spectral Remote Sensing for Agronomic Decisions. *Agronomy Journal* 100: 117-131.
- Heumann, S; H Ringe & J Bottcher. 2011. Field-specific of net N mineralization based on digitally available soil and weather data: II. Pedotransfer functions for the pool sizes. *Nutr Cyc IAgroecosyst* 91: 339-350.
- Hevia, G G; D E Buschiazzo; E N Hepper; A M Urioste & E L Antón. 2003. Organic matter in size fractions of soils of the semiarid Argentina. Effects of climate, soil texture and management. *Geoderma* 116: 265-277.
- Kravchenko, A N & D Bullock. 2000. A comparative study of interpolation methods for mapping soil properties. *Agronomy J.* 91:393-400.
- Li, H; R J Lascano; E M Barnes; J Booker; L T Wilson; K F Bronson & E Segarra. 2001. Multispectral reflectance of cotton related to plant growth, soil water, and texture, and site elevation. *Agron. J.* 93: 1327-1337.
- Marbán, L. 2005. Métodos de extracción y determinación de nitratos en suelos. En: Marbán, L & S Ratto. Pág. 131-138 *Tecnologías en análisis de suelos. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.* 215 pp.
- Niborski, M & J Urdapilleta. 1991. Reconomiento y caracterización de lo suelos del establecimiento Las Balas. Capacidad de uso de las tierras. Bases para la planificación de su uso y manejo. Liag Argentinia SA Partido de L. N Alem, Pcia de Buenos Aires.

- Nolan, S C; T W Goddard; D J Heaney; D C Penney; & R C Mc Kenzie. 1995. Effects of fertilizer on yield at different soil landscape positions P. 5223-558. *In* PC. Robert *et al.* (ed). Site specific management for agricultural systems. ASA, SSSA, and SSSA, Madison, WI.
- Olfs, H W; K Blankenau; F Brentrup; J Jasper; A Link & J Lammel. 2005. Soil-and plant-based nitrogen fertilizer recommendations in arable farming. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168: 414-431.
- Pachepsky, Y; D J Timlin & W J Rawls. 2001. Soil water retention as related to topographic variables. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **65**:1787-1795.
- Page, A L; R H Miller & D R Keeney. 1982. Methods of soil analysis. Soil Sci. Soc. Amer. Madison, Wisconsin, USA, 1159pp.
- Pennock, D J & E de Jong.1990. Spatial pattern of soil redistribution in boroll landscapes, southern Saskatchewan, Canada. *Soil Science* 50: 867-873.
- Quiroga, A; D Funaro; E Noellemeyer & N Peinemann. 2006. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentine. *Soil Tillage Res.*90: 63-68.
- Ritchie, S W; J J Hanway & G O Benson. 1997. How a corn plant develops. Special report 48. Iowa State University of Science and Technology, Cooperative Extension Service, Ames, Iowa, 21 pp.
- Romano, N F; R Álvarez & A A Bono. 2015. Comparison of nitrogen fertilizer demand for wheat production between humid semiarid portions of Argentinean Pampas using a mass balance method. *Archives of Agronomy and Soil Science* 61: 1409-1422.
- Rouse, J W; R H Haas; J A Schell & D W Deerin. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. N. SP-351. Ed Third ERTS Symposium.1, 309-317. Whashington.NASA.
- Salazar Lea Plaza, J C & G Moscatelli. 1989. Soil map of Buenos Aires province. Scale: 1:500000. (*In Spanish*) SAGYP-INTA, Buenos Aires, Argentine.527 pp, Bs. As. Argentina.

- Schepers, J S & J J Meisinger. 1994. Field indicators of nitrogen mineralization. *In*: Havlin, J & J Jacobsen. (Ed.). Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations. SSSA Spec. Pub. 40. SSSA-ASA. Madison, Estados Unidos.
- Scotford, I M & P C H Miller. 2005. Applications of spectral reflectance techniques in Northern European cereal production: A Review. *Biosystems Engineering* 90: 235-250
- Senthilkumar, S; A N Kravchenko & G P Robertson. 2009. Topography influences management system effects on total soil carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73: 2059-67.
- Shahandeh, H; A L Wright & F M. Hons. 2011. Use of soil nitrogen parameters and texture for spatially-variable nitrogen fertilization. *Precision Agric.* 12: 146-163
- Sogbedji, J M; H M van Es; S D Klausner; D R Bouldin & W J Cox. 2001. Spatial and temporal processes affecting nitrogen availability at the landscape scale. *Soil Till. Res.* 58:233-234.
- Solari, F; J Shanahan; R Ferguson; J Schepers & A Gitelson. 2008. Active sensor reflectance measurements of corn nitrogen status and yield potential. *Agronomy J.* 100: 571-579.
- Teal, R K; B Tubana; K Girma; K W Freeman; D B Arnall; O Walsh & W R Raun. 2006. In season prediction of corn grain yield potential using normalized difference vegetation index. *Agronomy J.* 98: 1488-1494.
- Tremblay, N; Y M Boruroubi; C Bélec; R W Mullen; N R Kitchen; W E Thomason; S Ebelhar; D B Mengel; W R Raun; D D Francis; E D Vories & I Ortiz-Monasterio. 2012. Corn Response to Nitrogen is influenced by soil texture and weather. *Agronomy J.* 104: 1658-1671.
- Urricariet, S; M Niborski & C M Kvolek. 2011. Atributos de suelo y paisaje asociados a la variabilidad de rendimientos de maíz en la Pampa arenosa. *Cl. Suelo* 29:49-59.

- Whitmore, AP. 1991. A method for assessing the goodness of computer simulation of soil processes. *J. Soil Sci.* 42: 289-299.
- Zebarth, B J; C F Drury; N Tremblay & A N Cambouris. 2009. Opportunities for improved fertilizer nitrogen management in production of arable crops in eastern Canada: A review. *Canadian J. Soil Sci.*89: 113-132
- Ziadi, N; A N Cambouris; J Nyiranneza & M C Nolin. 2013. Across a landscape, soil texture controls the optimum rate of N fertilizer from maize production. *Field Crops Res.* 148: 78:85.
- Zubillaga, M M & S Urricariet. 2005. Assessment of Nitrogen Status in Wheat Using Aerial Photography. *Communication in Soil Science Plant Analysis* 36: 1787-1798.
- Zubillaga, M M; M L Cabrera; D Kissel & J Rema. 2007. Modelling field scale N mineralization in Coastal Plain soils. *Ecological Modelling* 207: 243-250.
- Zubillaga, M M; J E Mosso & H M Redel. 2012. Nitrogen mineralization variability at field using vegetation spectral indices. En: *Proceedings ASA, CSSA, SSSA International Annual Meetings [Ohio, Estados Unidos]*.

CAPITULO III

ESTIMACIÓN DE LA MINERALIZACIÓN DE NITROGENO APARENTE A ESCALA INTRALOTE

3.1.- INTRODUCCIÓN

Para evitar la fertilización innecesaria de N es importante que los sistemas de recomendación de fertilizantes nitrogenados contabilicen la mineralización de N durante el ciclo del cultivo (Zebarth *et al.*, 2009). Los sistemas de recomendación de nitrógeno, generalmente representados por modelos simplificados (Schepers & Meisinger, 1994), definen a la dosis de N como la diferencia entre la demanda de N por el cultivo y la oferta de N por el suelo. La oferta del N disponible para un cultivo se representa por el N inorgánico a la siembra y del N mineralizado durante el ciclo del mismo. Esta última es la principal fuente de N para los cultivos estivales de la Región Pampeana (Álvarez *et al.*, 2011). La predicción de la mineralización de N durante la estación del cultivo, en condiciones de campo suele ser difícil, pero algunos modelos empíricos han sido desarrollados utilizando métodos de regresión lineal (Álvarez & Steinbach, 2011; Heumann *et al.* 2011). Sin embargo, la variabilidad espacial de la mineralización de N, incluso dentro de una parcela, representa un problema potencial en su estimación (Zubillaga *et al.*, 1991; Lobell, 2007). Estas incertidumbres pueden provocar pérdidas económicas para los productores y consecuencias perjudiciales para el medio ambiente (Vázquez Amabile *et al.*, 2013; Muschietti Piana & Zubillaga, 2014).

Una mejor comprensión de los factores que controlan la mineralización de N en los suelos y por lo tanto la capacidad de los suelos para proporcionar N a los cultivos puede mejorar las recomendaciones de fertilización nitrogenada a los mismos (Zerbarth *et al.*, 2009). La variabilidad del N mineralizado aparente (Nap) para diferentes zonas de manejo a escala de lote fueron explicadas por distintas aproximaciones en la Pampa Interior Plana, siendo las principales variables las que se relacionaron con disponibilidad de agua y nutrientes (Zubillaga *et al.*, 2014).

A escala de parcela, la topografía es uno de los principales factores que controlan la variabilidad espacial a través de la distribución de agua y sedimentos (Wang *et al.*, 2008; Ceddia *et al.*, 2009). Las variables topográficas han explicado más de 60% de la variación en el contenido de agua del suelo a los 10 y 33 kPa (Pachepsky *et al.*, 2001). La topografía afecta la redistribución de las partículas finas del suelo y la materia orgánica a través del paisaje (Kravchenko & Bullock, 2000). La posición en el paisaje ha demostrado estar relacionada con los niveles de C y N del suelo (Nolan *et al.*, 1995, Senthilkumar *et al.*, 2009) pudiendo mejorar la rentabilidad de las recomendaciones de fertilización basadas en objetivos de rendimiento para cada sector del paisaje (Fiez *et al.*, 1994, Ziadi *et al.*, 2013). A escala de paisaje, la cota relativa de las zonas de manejo identificados en lotes de producción de la Pampa Interior Plana se asociaron inversamente con el Nap (Zubillaga *et al.*, 2014).

La mineralización de nitrógeno depende en parte de la materia orgánica del suelo debido a la naturaleza del complejo órgano-mineral, especialmente del tamaño de partícula que predomina en los suelos (Delin & Lindén, 2002). La relación entre la arcilla y humus (Hiura *et al.*, 1976) o la arcilla y N total del suelo (Cabrera & Kissel, 1988) se han propuesto para indicar el grado de protección que estas fracciones del suelo proporcionan a la materia orgánica contra la descomposición microbiana. En la Pampa Ondulada la arcilla+limo se relacionaron inversamente a la mineralización aparente de N (Álvarez *et al.*, 2011) y por otro lado, la concentración de arena la fracción más importante en la Región Semiárida Pampeana (Romano *et al.*, 2015).

Existen antecedentes sobre la utilización de índices espectrales para la detección de deficiencias de N de los cultivos (Lukina *et al.*, 2001; Schmidhalter *et al.*, 2003; Bodo & Schmidhalter, 2008), aunque para la región pampeana la bibliografía ha sido escasa (Zubillaga & Urricariet, 2005; Kemener *et al.*, 2006). También los índices espectrales han sido utilizados para el diagnóstico de la fertilidad de los suelos, principalmente ligados al contenido de materia orgánica y fracción textural (Chen *et al.* 2000, Tekin *et al.*, 2014; Stevens *et al.*, 2015) y por otro lado se han relacionado con las condiciones de humedad del suelo y textura de los mismos (Small *et al.* 2009; Tian & Philpot, 2015). Recientemente, se ha encontrado que los índices verdes tales como la diferencia normalizada (NDVI, de sus siglas en inglés) como también el índice de desplazamiento del borde rojo (REIP, de su siglas en inglés) capturados en etapas vegetativas del cultivo de

maíz (V_6 o V_{10}) se relacionaron directamente con la variabilidad del nitrógeno potencialmente mineralizable y Nap a escala de lote en suelos de la Pampa Interior Plana (Zubillaga *et al.*, 2013). La ventaja de los métodos de percepción remota es la capacidad de registrar información espectral completa de un lote siendo el muestreo no destructivo.

Los resultados de las distintas aproximaciones para estimar la mineralización aparente de N en diferentes zonas delimitadas a escala de lote en la Pampa Interior Plana han sido promisorios para incluirlos en los métodos de decisión de la fertilización nitrogenada por ambientes (Capítulo 2). Sin embargo, para la toma de decisiones a una escala de mayor detalle se debería profundizar sobre los análisis de auto correlación espacial a escala de lote para ajustar la fertilización nitrogenada al manejo sitio específico de los nutrientes.

A nivel nacional, los modelos de tendencia de la regresión han sido los procedimientos más frecuente para describir la relación entre el Nap y atributos edáficos (González Montaner *et al.*, 1997; Álvarez & Steinbach 2011; Romano *et al.*, 2015). Desde un punto de vista estadístico, un requisito implícito para que funcione el método de mínimos cuadrados es que los errores de cada observación estén distribuidos de forma aleatoria (Osborne & Waters, 2002). En este sentido, el supuesto de independencia es bastante importante y la violación puede aumentar el error de tipo I o sea, la prueba estadística va a no aceptar la hipótesis nula cuando debería hacerlo, conocido como falso positivo. Estos controles

pueden realizarse mediante el trazado de la respuesta versus las coordenadas espaciales. Cualquier patrón claro es un signo de dependencia. A menudo se asume que el error no explicado tiene la propiedad de tener una distribución normal. Sin embargo, los errores pueden ser no independientes.

Frecuentemente, a escala de lote, las propiedades del suelo así como también los rendimientos de los cultivos suelen estar auto correlacionados espacialmente (Lark, 2000; Lobell *et al.*, 2005). Para incluir la estructura de dependencia espacial en un modelo de análisis se plantean a los modelos mixtos (Pinheiro & Bates 2000) que tienen en cuenta el modelo de tendencia más el modelo de estructura espacial. En estas situaciones, se debe utilizar técnicas de ajuste de parámetros de la regresión por máxima verosimilitud restringida (RMLS, de sus siglas en inglés), ya que permite a los componentes de la correlación espacial ser evaluados y posteriormente, filtrados para ser incluidos en el modelo y así mejorar el poder de las pruebas estadísticas (Flinn & De Datta, 1984).

La presencia de estructura en los datos puede ser modelada con covariables tales como las coordenadas espaciales (Wood, 2006). Una vez reestimados los parámetros del modelo, los residuos no deberían tener ninguna estructura de dependencia (Zuur *et al.* 2009).

Algunos estudios han indicado que los modelos de efectos mixtos, que incorporan la variabilidad espacial mejoran la estimación de la respuesta del cultivo a la fertilización N (Hurley *et al.*, 2004; Lambert *et al.*, 2004 y Thole *et al.*, 2013). Sin embargo, escasos son los estudios, que traten la variabilidad espacial de la oferta del N de los cultivos en el mismo modelo. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar a escala intraparcela la validez de incluir la autocorrelación espacial en los modelos de predicción de la mineralización aparente de N (Nap) a partir de atributos del sitio (suelo, cultivo y altimétricos) en un lote de producción de maíz en la Pampa Interior Plana. Si en el ajuste de los modelos de estimación de Nap no se tiene en cuenta la autocorrelación de los errores residuales, se podría mal interpretar su estimación y por ende se podría tomar decisiones inapropiadas de la fertilización nitrogenada.

3.2.- MATERIALES Y METODOS

El experimento fue realizado en un establecimiento de la sub-región de la Pampa Interior Plana (INTA, 1989), comúnmente denominada “Pampa Arenosa”, ubicado en la localidad de Andant, Pdo. de Daireaux, Buenos Aires. El paisaje está formado por planicies onduladas con algunas áreas plano-cóncavas con suelos Hapludoles énticos y típicos (Salazar Lea Plaza & Moscatelli, 1989) y el clima es templado húmedo. Se seleccionó una fracción de 7,6 hectáreas de un lote agrícola (Latitud: 36°35'S; Longitud: 62°4'O).

Se realizó un relevamiento planialtimétrico con estación total (Kolida R445) sobre todos los nodos de la grilla de muestreo sistemático. Las zonas más alta presento una cota de 51 m y la zona más baja fue de 49, 4 m. Todos los puntos de la grilla fueron proyectados al sistema de coordenadas UTM (Universal Transversal de Mercator) faja 5 y fue expresado en metros (m).

Se sembró un híbrido de maíz (DK747MGRR) a una distancia de 0,52 m entre surcos y densidad variable (8.5; 7 y 5 pl m⁻² para sectores del lote de alta, media y baja productividad respectivamente) sobre antecesor soja de primera bajo siembra directa.

Se realizó un muestreo sistemático en grilla regular equidistante a 25 m distribuidos en 10 filas (paralelas a la pendiente principal) y 5 columnas (perpendiculares a la pendiente principal) abarcando una superficie de 7,6 ha. Se extrajeron muestras compuestas de suelo (seis submuestras por nodo de la grilla) hasta 0,90 m de profundidad en intervalos de 0,30 m.

El N mineralizado aparente (Nap) durante el ciclo del cultivo fue estimado para cada nodo de la grilla a través de un balance de masas de N, siendo el mismo la suma del N total acumulado en el vegetal (grano más rastrojo) más el N inicial menos el N residual (Schepers & Meisinger, 1994). Los momentos de muestreo y determinaciones para cuantificar el perfil de nitratos por la técnica de diazotación con SNEDD (Marbán, 2005) fueron dos: inicio del cultivo (N inicial) y a

madurez fisiológica (N residual). A madurez fisiológica (R_6) la biomasa aérea acumulada en grano y rastrojo; N acumulado por el vegetal en ambos compartimientos mediante la determinación de la concentración de nitrógeno (Page *et al.*, 1982).

Se procedió a realizar incubaciones aeróbicas de larga duración con las muestras superficiales (0,30 cm) para obtener los parámetros de la mineralización, el N potencialmente mineralizable (N_0) y la constante de mineralización (k). La cantidad acumulada de nitrógeno mineralizado se ajusta al modelo de cinética de primer orden: $N_m = N_0 (1 - e^{-kt})$, donde N_m es la cantidad acumulada de nitrógeno mineralizado en el tiempo t , N_0 es el nitrógeno potencialmente mineralizable. Las incubaciones se llevaron a cabo a una temperatura de 35 °C y al contenido hídrico de capacidad de campo. En las muestras de suelo superficiales se determinaron, el carbono fácilmente oxidable por el método de Walkley-Black modificado (Page *et al.*, 1982) y la textura (Bouyoucos, 1962).

Se realizó un relevamiento planialtimétrico con estación total (Kolida R445) sobre todos los nodos de la grilla de muestreo sistemático. Las zonas de AP presentaron en promedio una cota 0,64 m inferior a la cota promedio del lote, y las zonas de BP una cota relativa de 0.78 m superior a la cota promedio del lote. Todos los puntos de la grilla fueron proyectados al sistema de coordenadas UTM (Universal Transversal de Mercator) faja 5 y fue expresado en metros (m).

La reflectancia se determinó con un radiómetro multiespectral portátil (Cropscan MSR16, Rochester, USA). El radiómetro se dispuso sobre el tope del canopeo a 1,1 m de altura, integrando una superficie de 0,52 m². Consecutivamente se tomaron 5 lecturas dentro de cada unidad experimental obteniendo un promedio. Las determinaciones se realizaron durante el periodo vegetativo V₆ y V₁₀ (Ritchie & Hanway, 1982). A partir de estas longitudes de onda se calcularon el índice de la vegetación de la diferencia normalizada (NDVI- Rouse, 1973) y punto de inflexión del borde rojo (REIP- Dawson & Curran, 1998) se centra en la porción 680-800 nm del espectro electromagnético realizando la contribución del N del área sensada.

$$NDVI = ((R_{810} - R_{680}) / (R_{810} + R_{680}))$$

$$REIP = 700 + 40(R_{re} - R_{710}) / (R_{730} - R_{710}); \quad R_{re} = (R_{680} + R_{780}) / 2$$

Todas las variables de sitio (edáficas, vegetales y altimétricas) fueron probadas por normalidad (Shapiro & Wilk, 1965). El análisis de regresión exploratoria por pasos (Stepwise) se realizó para la selección del mejor subconjunto de las variables auxiliares: arena (A); limo (L); arcilla (ar), carbono orgánico (Co); nitrógeno potencialmente mineralizable (N₀); cota altimétrica (Ca); índice verde de diferencia normalizada (NDVI): NDVI_{V6} y NDVI_{V10} capturados en 6 y 10 hojas expandidas del maíz respectivamente; y punto de desplazamiento del borde rojo (REIP): REIP_{V6} y REIP_{V10} capturados en 6 y 10 hojas expandidas del

maíz respectivamente. Cada variable explicativa se añade al modelo si cumple el criterio estadístico de entrada ($P < 0.15$) para el aumento del R^2 producido por la adición del predictor. Este procedimiento se repite hasta que no haya más variables predictoras que sean elegibles para la entrada o remoción. Se compararon dos modelos de regresión diferentes para evaluar el impacto de los atributos del sitio sobre el Nap a través de las siguientes aproximaciones: modelo lineal estándar por mínimos cuadrados ordinarios y el modelo lineal mixto con correlación espacial (Schabenberger & Gotway, 2005).

El modelo lineal estándar por mínimos cuadrados (MCO) se puede describir como:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_i X_i + \varepsilon_i$$

dónde: Y_i se denomina al valor de la variable respuesta ((es decir, la mineralización aparente de N, Nap) en cada uno de los puntos de muestreo i , β_0 la intercepta en el origen de coordenadas, β_i son los coeficientes de efectos fijo a ser estimados, X_i valor de la variable explicativa en ese mismo punto de muestreo i y ε_i representa el error aleatorio siguiendo una distribución normal con media cero y desviación típica σ : $\varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$.

El modelo lineal de efectos mixtos combina tanto los pasos anteriores en un único modelo.

$$Y_i = \beta_0 + \beta_i X_i + Z_i b_i + \varepsilon_i$$

Al igual que antes, Y_i contiene los N valores de la variable respuesta i , $i = 1, \dots, 50$. Hay dos componentes de este modelo que contiene las variables explicativas; X_i fijo \times término β_i y al azar $Z_i \times$ término b_i . Por lo tanto hay un efecto fijo y un componente aleatorio, los modelos se denominan de efectos mixtos. Los parámetros β del modelo de regresión fueron estimados mediante máxima verosimilitud haciendo uso del programa de estadística R (R. R Core Team, 2013) y ε_i el error aleatorio para el punto i siguiendo una distribución normal con media cero y desviación típica σ : $\varepsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2)$

La relación espacial de los errores de los modelos se ajustaron a tres diferentes funciones de covarianza isotrópicas de la distancia, como esférica, exponencial, cuadrática y gaussiana (Littell *et al.*, 2006), y la adición de un parámetro adicional (efecto pepita) para dar cuenta adecuadamente de cambios bruscos pequeñas distancias. El proceso de adaptación se basa en un proceso iterativo orientado a maximizar la probabilidad de registro de datos por el método de máxima verosimilitud restringida (REML, Littell *et al.*, 2006). Se obtienen las estimaciones de los efectos fijos como estimaciones generalizadas de mínimos cuadrados y al REML estimación de los parámetros de covarianza.

La comparación entre modelos (lineal estándar y lineal mixto) fue a través de los criterios de verosimilitud penalizada: criterio de Akaike (AIC) (Akaike, 1974), y el criterio de información bayesiano de Schwarz (BIC). El mejor modelo es el que minimice las pruebas formales de verosimilitud (Littell *et al.*, 2006).

Los análisis de estadística clásica descriptiva y modelos lineales mixtos se analizaron con el paquete estadístico Infostat Profesional (Di Rienzo *et. al.*, 2011).

3.3.- RESULTADOS Y DISCUSION

3.3.1.- ANÁLISIS EXPLORATORIO

La mineralización aparente de N durante el ciclo del cultivo de maíz presentó un amplio rango de variabilidad a escala de lote. El mínimo registrado fue de 45kg N ha⁻¹ y el máximo de 211 kg N ha⁻¹ con una media de 128 kg ha⁻¹ (Tabla 7). La distribución fue normal según la prueba de Shapiro-Wilk (Fig. 15). La variabilidad fue alta según la clasificación propuesta por Wilding & Drees (1983), con un CV de 37,6%. Estos resultados se encuentran dentro del CV reportados en la bibliografía.

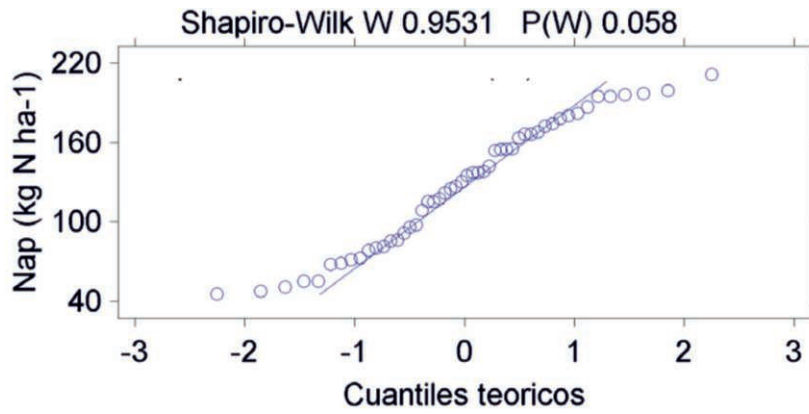


Figura 15. Distribución de probabilidad normal del Nap a escala de lote

La distribución espacial del Nap en el lote según las coordenadas X e Y (UTM) permite analizar la tendencia de los datos (Figura 16).

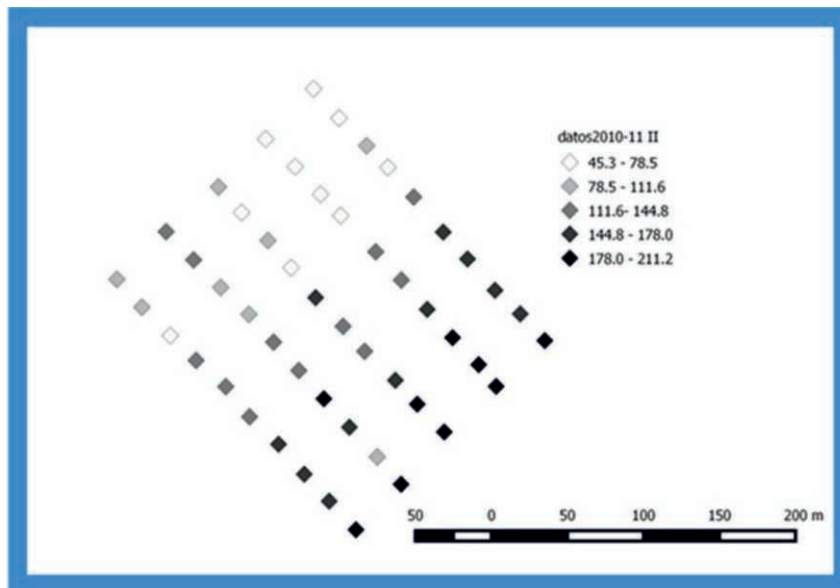


Figura 16. Distribución espacial del Nap a escala de lote.

Los datos presentan una mayor dispersión en la ubicación de los puntos en el eje cartesiano X (sentido latitudinal) con un índice de correlación de 0,57($p=0,000$) y una mayor tendencia en el sentido longitudinal del eje Y ($r= -0,70$; $p=0,000$).

3.3.2.- DESCRIPCIÓN DE ATRIBUTOS AUXILIARES Y RELACIÓN CON NAP

Los valores medios y parámetros de dispersión de los diversos atributos edáficos y espectrales del cultivo se presentan en la Tabla 7. Los coeficientes de asimetría y curtosis no difirieron significativamente de la distribución normal. La variabilidad fue moderada para la mayoría de las variables (Ar, L, Co, N₀, y NDVI_{V6} y NDVI_{V10}). En cambio, las variables Ca, A, REIP_{V6} y REIP_{V10} presentaron poca variabilidad según la clasificación propuesta por Wilding & Drees (1983). Esta clasificación propone baja variabilidad para CV menores a 15%, moderada variabilidad para CV comprendidos entre 15 y 35%, y alta variabilidad para CV que superan el 35%.

La diferencia de cota fue de 1,36 m representando una pendiente aproximada de 0,6 %.

Los resultados de la Tabla 7 se encuentran dentro de los CV reportados en la bibliografía (Di Pietro *et al.*, 1986; Zubillaga *et al.*, 1991; Alesso *et al.*, 2012), siendo estudios realizados en Pampa Ondulada y Pampa Llana Santafesina.

Tabla 7. Estadísticas de resumen de los atributos edáficos, cultivos y topográficos

Atributo	Media	SD	Mín.	Máx.	Asim.	Curt.
Cota (m)	50,06	0,42	49,42	50,78	0,14	-1,36
Co (g kg ⁻¹)	10,53	2,09	7,62	16,19	0,78	0,04
Arena (g kg ⁻¹)	672,6	82,4	486,8	804,5	-0,31	-0,59
Limo (g kg ⁻¹)	276,9	66,0	148,0	415,7	0,05	-0,75
Arcilla (g kg ⁻¹)	48,3	17,2	20,0	75,0	0,14	-1,07
N ₀ (kg N ha ⁻¹)	353,1	60,79	227,8	497,6	0,20	-0,39
NDVI _{V6} (%)	45,9	8,8	31,1	64,9	0,40	-0,83
NDVI _{V10} (%)	72,6	15,9	39,9	91,15	-0,63	-1,10
REIP _{V6} (nm)	736,1	3,9	729	745,	0,15	-0,52
REIP _{V10} (nm)	744,7	6,9	733	760	0,13	-1,11

En la Figura 3 se observan las distribuciones empíricas de cada atributo junto con distribución normal (línea 1:1). Algunas observaciones se ubicaron por fuera de la distribución normal verificado con la prueba de Shapiro-Wilks ($P < 0.05$).

Para cota, carbono orgánico y NDVI_{V10} algunas observaciones se ubicaron por fuera de los intervalos de confianza de una distribución normal verificado con la prueba Shapiro-Wilks (Figura 17). Dada la asimetría positiva del Cox se evaluó la transformación logarítmica de esta variable, mientras que para NDVI_{V10} presentó asimetría negativa. Las transformaciones exploradas no permitieron aproximar los

valores de estas variables a una distribución normal, y se procedió a utilizar los datos sin transformar.

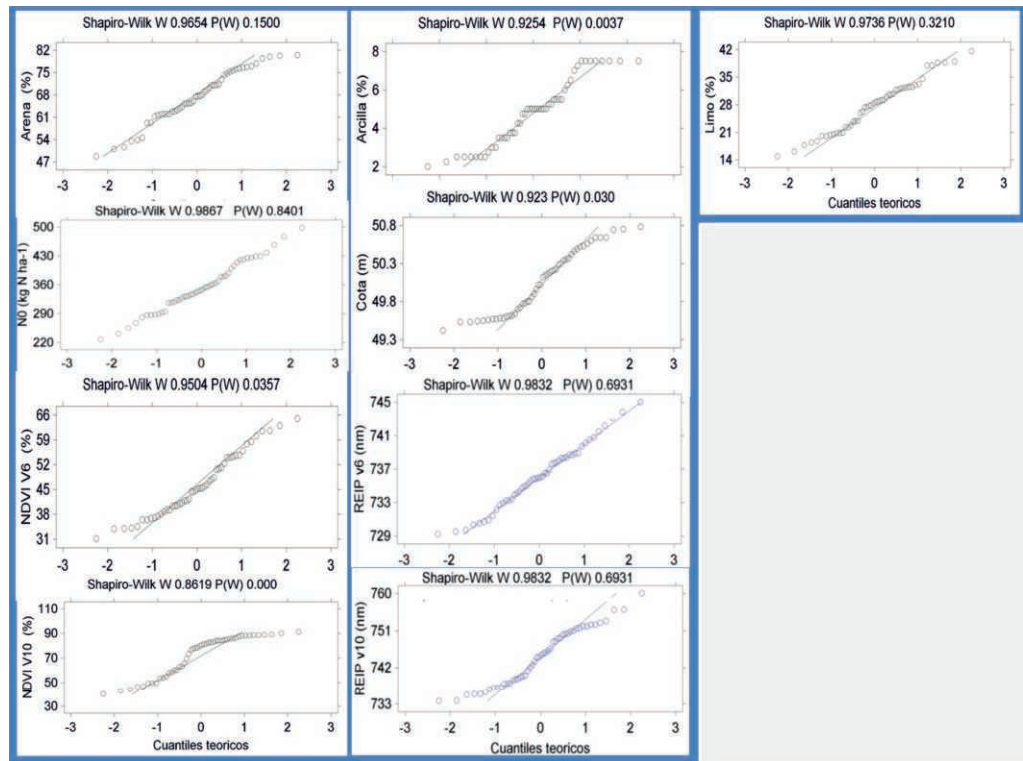


Figura 17. Distribución de probabilidad de las variables auxiliares de suelo, cultivo y topográficas a escala de lote

Se analizó las relaciones entre las variables auxiliares y el Nap con una matriz de correlaciones de Spearman (Tabla 9). Todas las variables edáficas, topográficas y de cultivo se asociaron significativamente con la mineralización de N aparente. Las correlaciones más altas y positivas se observaron con los registros de reflectancia del cultivo. Tanto NDVI y REIP presentaron mayores

asociaciones en etapas más avanzadas del cultivo. Sin embargo, el NDVI se relaciona fundamentalmente a la biomasa aérea, pero con algunas limitantes relacionadas con la saturación a altos niveles de biomasa y con sensibilidad al sustrato debajo del canopeo (Flowers *et al.*, 2003; Serrano *et al.*, 2000). Otros índices verdes, obtenidos a partir de longitudes de onda (nm) pertenecientes a la banda del borde rojo, han mostrado ser más sensibles a detectar deficiencia de nitrógeno (Li *et al.*, 2009), por ser sensible a un rango más amplio de concentración de clorofila del cultivo, concentración de nitrógeno, IAF y biomasa (Hatfield *et al.*, 2008). En la Pampa Ondulada, para la predicción de los rendimientos en la etapa de hoja bandera fue mejor con el índice NVDI, y en la etapa de llenado de granos, tanto NVDI como el REIP presentaron buen comportamiento, habiéndose detectado diferencias entre ambientes productivos a nivel lote (Kemener *et al.*, 2006; Zubillaga *et al.*, 2008).

Tabla 8. Coeficientes de correlación de Spearman's (r_s) para Nap (kg N ha⁻¹) y datos auxiliares: edáficas (E), topográficas (T) y reflectancia del cultivo (R).

** $P < 0.0001$; * $P < 0.001$

	E					T	R			
	A	L	Ar	Co	N ₀	Ca	NDVI _{v6}	REIP _{v6}	NDVI _{v10}	REIP _{v10}
r_s	-0,65 **	0,62 **	0,58 **	0,46 *	0,61 *	-0,87 **	0,67 **	0,37 *	0,83 **	0,86 **

Arena (A); limo (L); arcilla (ar), carbono orgánico (Co); nitrógeno potencialmente mineralizable (N₀); cota altimétrica (Ca); índice verde de diferencia normalizada (NDVI) y punto de desplazamiento del borde rojo (REIP).

Las correlaciones más altas y negativas se mostraron con la cota altimétrica debido a que en la posición topográfica más elevada, lomas arenosas poseen menor disponibilidad de agua y materia orgánica; y por el contrario en las posiciones más bajas del relieve se encuentran los suelos con mayor capacidad productiva (Urricariet *et al.*, 2011). De las variables edáficas, se destacan la fracción arena y el contenido de N potencialmente mineralizable (N_0) ambas relacionadas directamente con la disponibilidad hídrica y cantidad de sustrato lábil.

3.3.3.- MODELOS DE ESTIMACIÓN DE NAP CON DATOS AUXILIARES

Las diferentes aproximaciones desarrolladas para estimar Nap a escala de intraparcela se presentan en la Tabla 9. La cota fue la primera variable seleccionada por el método de STEPWISE, seguida por la reflectancia del cultivo ($REIP_{V_{10}}$). La posición topográfica en el lote se ha relacionado no solo la disponibilidad de agua sino también la relación con la cantidad de sustrato mineralizable (Senthilkumar *et al.*, 2009; Zubillaga *et al.*, 2012). La cota explicó el 76% de la variabilidad de Nap a escala intralote, y conjuntamente con el REIP capturado en 10 hojas expandidas del cultivo de maíz explicaron el 83 % del N mineralizado durante el ciclo del cultivo. En etapas avanzadas del cultivo el REIP se comporta mejor que el NDVI debido a que este último se satura a altos niveles de biomasa (Flowers *et al.*, 2003; Li *et al.*, 2009).

Tabla 9. Funciones de predicción de Nap (kg N ha^{-1}) a escala de parcela según diferentes alternativas de datos auxiliares (edáficas, topográficas y cultivo). Ajustados por ML (OMS, mínimos cuadrados)

Variable 1	Variable 2	Parámetros de Efecto Fijo			R^2	RSE
		Intercepción	β_1	β_2		
Cota (m)	-	5165	-100,6	-	0.76	23.75
Cota (m)	REIP _{v10} (nm)	-579	-56.7	3.20	0.83	20.38
REIP _{v10} (nm)	-	-4364	6.03	-	0.75	24.14
REIP _{v10} (nm)	Arena (%)	-3479	4.97	-1.43	0.79	22.20
Arena (%)	-	398	-4.01	-	0.48	35.21
Arena (%)	N_0 (kg ha^{-1})	218	-2.93	0.30	0.59	31.78

β_1 coeficiente de efecto fijo variable 1; β_2 coeficiente efecto fijo variable 2. R^2 coeficiente de determinación del modelo y RSE Error estándar residual.

Otras alternativas de predicción de Nap se presentan, para las situaciones que no se hallen registros topográficos disponibles a escala de lote. Por ejemplo, los registros del cultivo a través de la reflectancia (REIP_{v10}) han permitido estimar el Nap con un 75 % de coeficiente de determinación (Tabla 9).

Por otro lado, cuando no se cuenta con información topográfica ni de reflectancia del cultivo, atributos edáficos permiten estimar la variabilidad del Nap a escala de lote. En este estudio, la concentración de arena explicó el 48 % del Nap, siendo la primera variable edáfica a ser seleccionada para los modelos de predicción. La arena es la principal variable que explica la disponibilidad de agua de los suelos pampeanos, habiendo sido para los suelos de la Pampa Interior

importante también la materia orgánica del horizonte superficial (Damiano & Taboada, 2000).

Asimismo para la escala de análisis de este estudio, un modelo de dos variables edáficas (Arena + N_0) han explicado el 59 % del Nap; y al adicionarle el N_0 permite dimensionar la calidad de sustrato mineralizable de cada sitio. Sin embargo, para la misma región, en modelos de predicción de Nap la fracción textural que mejor explico la variabilidad del Nap fue la concentración de limo de los sitios, pudiendo explicar el 56% (Capítulo 2). Además es importante resaltar que las escalas de análisis de ambos estudios son distintas, en este caso particular el análisis fue para explicar la variabilidad del Nap en diferentes zonas delimitadas en lotes de producción de la Pampa Interior Plana.

3.3.4.- ANÁLISIS EXPLORATORIO DE LOS RESIDUALES

Los residuales de los modelos de regresión muestran una aparente distribución normal, ya que gran parte de las observaciones están sobre la línea indicada (Figura 18) cuando se lleva a cabo un Diagnóstico de Normalidad de los Residuos de los Modelos ajustados por mínimos cuadrados.

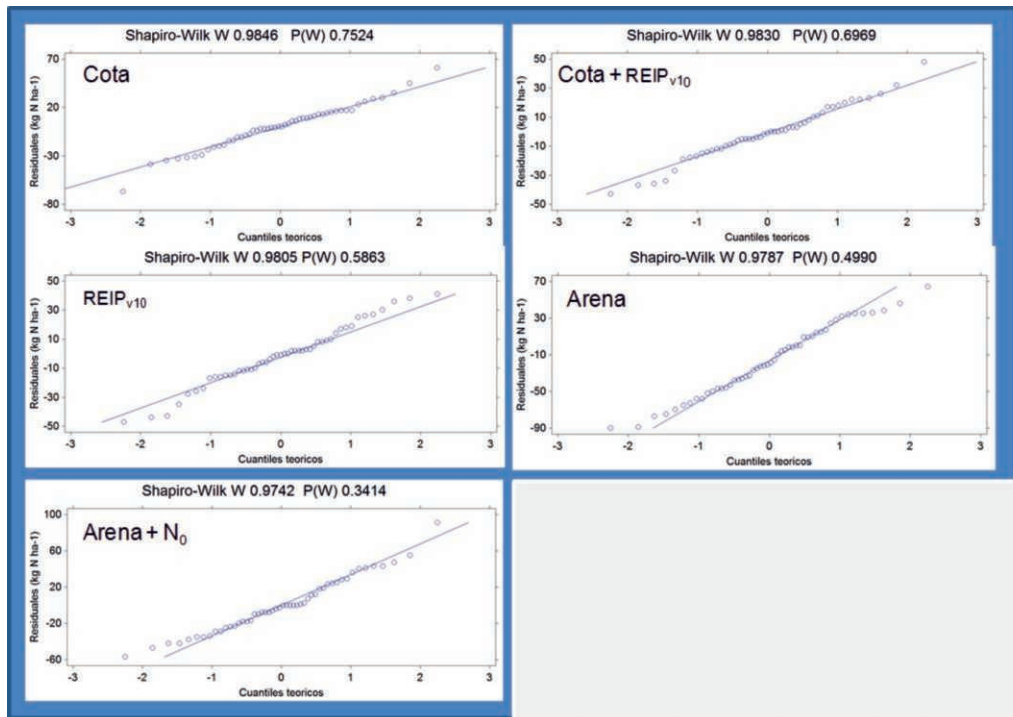


Figura 18. Diagnóstico de Normalidad de los Residuos de los Modelos ajustados por mínimos cuadrados.

Para verificar el supuesto de independencia de los residuales de los modelos de predicción se relacionan los residuos de cada modelo lineal de regresión versus las coordenadas cartesianas. La representación de la distribución espacial de los residuales según distintas aproximaciones frente las coordenadas latitudinales se puede observar en la Figura 19. En esta figura, el tamaño de los círculos es proporcional a los valores de los residuales.

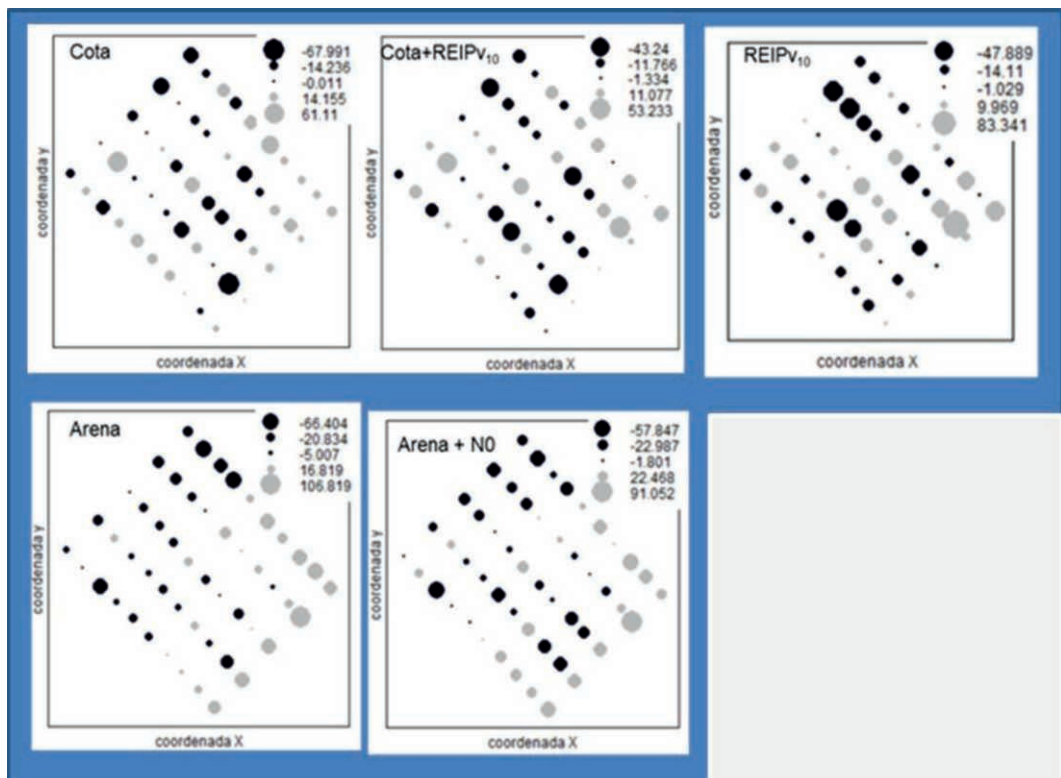


Figura 19. Distribución espacial de los residuales de los modelos de regresión lineal de Nap según distintas aproximaciones versus las coordenadas latitudinales.

Se encontraron una mayor relación de los residuos con los ejes cartesianos para los modelos que contemplan la fracción arena y el nitrógeno potencialmente mineralizable. Cuando la regresión lineal contempla a la arena como predictor los residuales se relacionan con el eje cartesiano X (sentido latitudinal) con una tendencia significativa ($r=0.54$; $p<0.001$) y una tendencia negativa significativa en el sentido longitudinal, del eje Y ($r=-0.38$; $p>0.001$). Para el modelo con dos variables, Arena y N_0 , las tendencias fueron más fuertes en ambos ejes con

índices de correlación positivo para el eje X ($r=0.56$) y negativo para el eje Y ($r = -0,63$). El resto de los modelos presentaron relaciones con los ejes cartesianos no significativos.

Otra alternativa más formal para determinar la presencia de dependencia espacial fue analizar los semivariogramas de los residuales de los modelos (Zuur *et al.*, 2009). El número de pares de puntos empleados en cada semivariograma exploratorio se tuvo en cuenta para que fuese suficiente (por lo menos 30) a fin de obtener una estimación robusta.

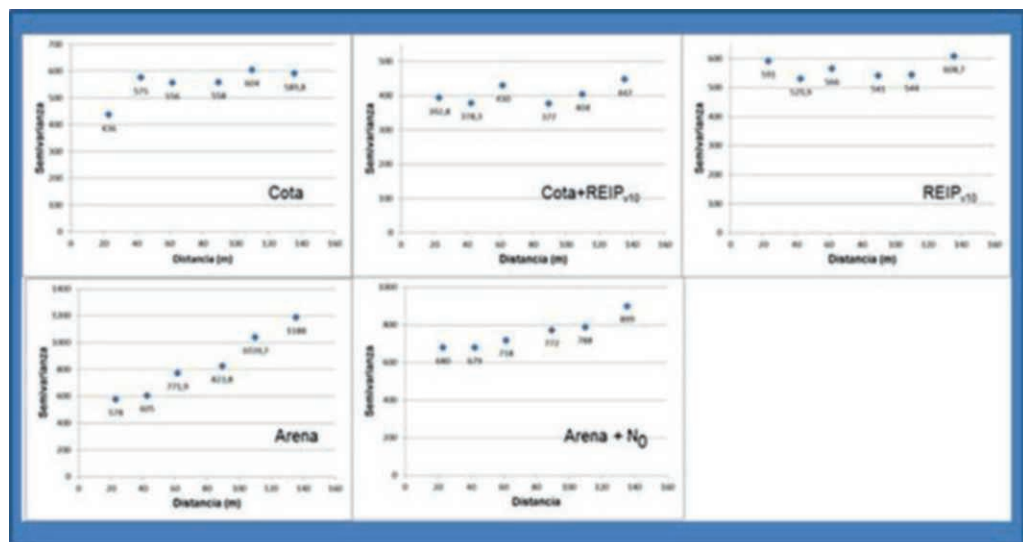


Figura 20. Semivariogramas experimentales de los residuos de los modelos de regresión lineal.

Del análisis de los semivariogramas exploratorios se evidencia solo correlación espacial para los modelos de regresión lineal que contemplan

variables edáficas (Figura 20). Por lo tanto, solo se ajustaron modelos teóricos para los residuos de los modelos provenientes de la arena y también de la arena con N_0 . Los modelos ajustados que presentaron mejor ajuste fueron los cuadráticos.

3.3.5.- MODELOS DE EFECTO MIXTO ESPACIAL PARA LA PREDICCIÓN DE NAP

Los modelos lineales mixtos espaciales permiten capturar la estructura de covarianza de la distribución espacial de los residuos (Zimmerman & Harville, 1991; Gilmour *et al.*, 1997). La tendencia espacial local y la heterogeneidad residual se modelan mediante la matriz de varianza y covarianza residual (Zuur *et al.*, 2009). La inclusión de funciones que modelan la estructura espacial de los sitios intraparcela han mejorado los modelos de estimación de Nap según muestra la minimización de las pruebas de verosimilitud (Tabla10).

Tabla 10. Medidas de Ajuste de los Modelos según se analice con estructura (E) o sin estructura (SE) los modelos que estiman Nap con datos auxiliares a escala de lote

Modelos		AIC		BIC	
Variable ₁	Variable ₂	SE	E	SE	E
Arena (%)		496	465	499	474
Arena (%)	N_0 (kg ha ⁻¹)	489	467	499	478

Los modelos seleccionados son aquellos que han minimizado los criterios AIC y BIC para cada modelo en particular. Estas comparaciones de modelos con pruebas formales de verosimilitud penalizadas permiten comparar los modelos que tuviera variaciones en los grados de libertad, por ej correlación cuadrática versus independencia, donde hay diferencias en un grado de libertad entre modelos (Verbeke & Molenberghs, 2000). Al respecto, la inclusión de funciones para modelar la estructura espacial en el análisis ha sido relevante para todos los modelos que utilizaron a la concentración de arena y el nitrógeno potencialmente mineralizable (Tabla 10).

Por consiguiente, los parámetros de los modelos de predicción de Nap a escala intraparcela que utilizan estos atributos edáficos han sido reestimados (REML) por presentar estructura espacial (Tabla 11).

Tabla 11. Parámetros reestimados de los modelos con estructura espacial (Intercepción, β_1 y β_2); RSE (Residual standard error)

Modelos		Parámetros de Efecto Fijo			R^2	RSE
Variable 1	Variable 2	Intercepción	β_1	β_2		
Arena (%)	-	275	-1,93	-	0,47	98,9
Arena (%)	N_0 (kg ha ⁻¹)	228	-1,61	0,12	0,58	124,8

β_1 coeficiente de efecto fijo variable 1; β_2 coeficiente efecto fijo variable 2. R^2 coeficiente de determinación del modelo y RSE Error estándar residual.

La reestimación de los parámetros ha permitido corregir la falta de independencia de los residuos de los modelos ajustados por métodos convencionales. Este tipo de variabilidad no es controlada de manera directa, sin embargo, la inclusión de una corrección por correlación espacial permite lograr estimaciones correctas de las medias (Di Rienzo, comunicación personal), permitiendo no violar el supuesto de independencia y por ende el modelo es válido para ser utilizado en las condiciones en estudio.

La novedad de este estudio consistió en dividir toda la variabilidad del Nap en componentes determinísticos y estocásticos debida a la variación en el espacio. El enfoque fue de tipo regresivo, pero teniendo en cuenta la correlación del error estimados mediante el uso de modelos lineales mixtos. Hasta el presente, no hay estudios en la bibliografía científica que hayan realizado dicho análisis exhaustivo de la variación de la mineralización del N. Las posibles limitaciones es que el modelo de estimación puede ser aplicado para las condiciones locales del estudio y debería tenerse en cuenta además la variabilidad temporal.

En síntesis, los modelos predictivos para estimar Nap a escala de lote no presentaron autocorrelación de los residuos para los que han utilizado como variables predictoras a variables topográficas y radiométricas (Figura 21A y B ; Figura 22 A).

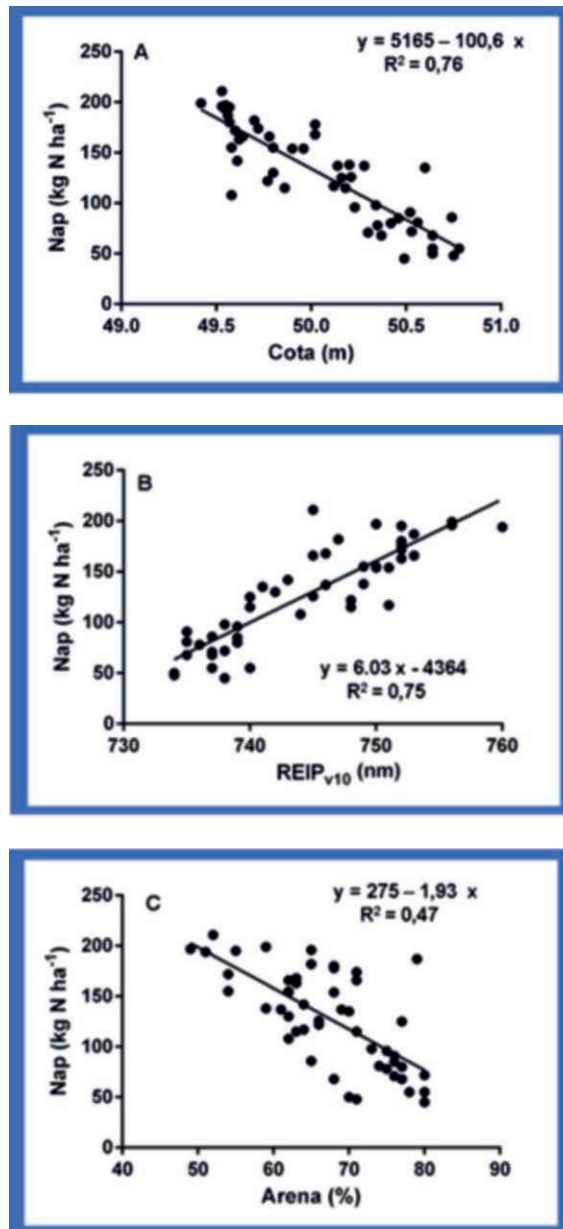


Figura 21. Modelos predictivos univariados de Nap a través de ajustes de modelos lineales. Los parámetros de efectos fijos de los modelos en Tabla 9 para A y B. Los modelos predictivos a partir de arena (C) los parámetros fueron reestimados por REML según Tabla 11.

Por otro lado, los modelos de predicción de Nap a partir de la concentración de arena y nitrógeno potencialmente mineralizable han requerido la inclusión de una función que explique la correlación espacial (Figura 21 C y Figura 22 B).

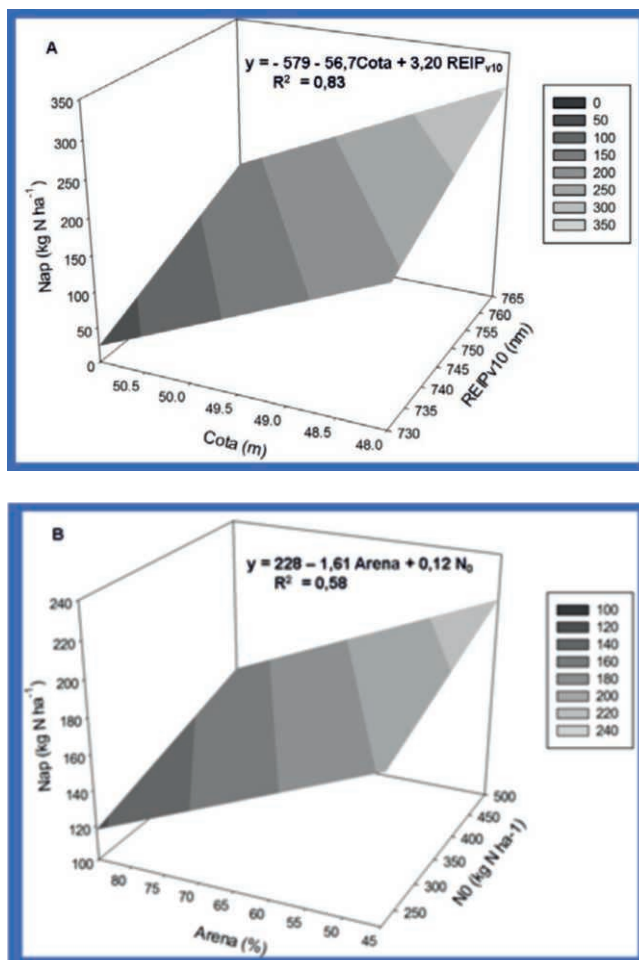


Figura 22. Modelos predictivos bivariados de Nap a través de ajustes de modelos lineales (Cota y REIP_{v10}), según parámetros Tabla 9 (A) y por ajustes de modelos mixtos (Arena y N₀). Según parámetros ajustados por REML, Tabla 11 (B)

Este estudio valora el análisis de funciones que modelen la estructura espacial en los modelos de predicción de nitrógeno mineralizado durante el ciclo del cultivo de maíz para lograr estimaciones más precisas a escala intralote en la Pampa Interior Plana.

3.4.- CONCLUSIONES

A escala intraparcela, la predicción de Nap ha requerido la inclusión de funciones que modelen la autocorrelación según los atributos utilizados para la estimación. Los modelos de estimación de Nap a partir de variables topográficas, tal como la cota y de cultivo tal como la reflectancia capturada a través del índice del desplazamiento del borde rojo capturado en 10 hojas expandidas del cultivo de maíz no han requerido la reestimación de parámetros por autocorrelación espacial. Por consiguiente, la estimación de Nap con estas variables los modelos de regresión lineal ordinarios fueron válidos. En cambio, los modelos univariados que predicen a partir de la concentración de arena; o los modelos bivariados a partir de arena y nitrógeno potencialmente mineralizable necesitan incluir la autocorrelación espacial para la predicción de los valores de Nap.

3.5.- BIBLIOGRAFIA

- Alesso, C A; M A Pilatti; S Imhoff & M Grilli. 2012. Variabilidad espacial de atributos químicos y físicos en un suelo de la Pampa Llana Santafesina. Ci. Suelo 30: 85-93.
- Alvarez, R A & H Steinbach. 2011. Modelling apparent nitrogen mineralization under field conditions using regressions and artificial neural networks. Agronomy J. 103; 1159-1168.
- Bodo, M & U Schmidhalter. 2008. Estimating the nitrogen nutrition index using spectral canopy reflectance measurements. Europ. J. Agronomy 29:184-190.
- CROPSCAN Inc. (2000). Data Logger Controller, User's Guide and Technical Reference. CROPSCAN Inc., Rochester, MN.
- Damiano, F & M A Taboada. 2000. Predicción del agua disponible usando funciones de pedo-transferencia en suelos agrícolas de la región pampeana. Ci. Suelo 18: 77-88.
- Dawson, T P & P J Curran. 1998. A new technique for interpolating the reflectance red edge position. Technical Note. International Journal of Remote Sensing 19: 2133-2139.
- Delin, S & B Lindén. 2002. Relation between net nitrogen mineralization and soil characteristics within an arable field. Acta Agric. Scand. 52: 78-85.
- Di Pietro, L; L Marbán & V Richter. 1986. Variabilidad especial de parámetros físicos y químicos de un suelo de Pergamino. Ci. Suelo 4:99-106.
- Di Rienzo, J A; F Casanoves; M G Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & C W Robledo. 2011. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Egelkraut, T ; D Kissel ; M L Cabrera & W Adkins. 2003. Predicting N mineralized in a coastal Plain field. Nutr. Cycl. Agroecosystem 66: 1-12.
- 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. J. Plant Nutr. Soil Sci. 156: 149-154.

- Flowers, M; R Weisz & R Heiniger. 2003. Quantitative approaches for using colour infrared photography for assessing in-season nitrogen status in winter wheat. *Agronomy Journal* 95: 1189-1200.
- Franzluebbers, A J; R L Haney; F M Hons & D A Zuberer. 1996. Active fractions of organic matter in soils with different texture. *Soil Bio.l Biochem.* 28: 1367-1372.
- Gonzalez Montaner, J; G Maddonni & M Di Napoli. 1997. Modelling grain yield and grain yield response to nitrogen in spring wheat crops in the Argentinean Southern Pampa. *Field Crops Res.* 51: 241-252.
- Gregoret, M C; M Diaz Zorita; J Dardanelli & R Bongiovanni. 2011. Regional model for nitrogen fertilization of site-specific rainfed corn in Haplustolls of the Central Pampas, Argentina. *Precision Agric* 12: 831-849.
- Gregoret, M C; J Dardanelli; R Bongiovanni & M Díaz-Zorita. 2006. Modelo de respuesta sitio-específica del maíz al nitrógeno y agua edáfica en un Haplustol. *CI. Suelo* 24:147-159.
- Kemener, A; C Di Bella & R Melchiori. 2006. El desplazamiento del borde rojo en la detección de la nutrición nitrogenada en maíz. CD XVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 6 pp.
- Hatfield, J L.; A A Gitelson; J S Schepers & C L Walthall. 2008. Application of Spectral Remote Sensing for Agronomic Decisions. *Agronomy Journal* 100: 117-131.
- Heumann, S; H Ringe & J Bottcher. 2011. Field-specific of net N mineralization based on digitally available soil and weather data: II. Pedotransfer functions for the pool sizes. *Nutr. Cycl. Agroecosyst* 91: 339-350.
- Lark, R M. 2000. Regression analysis with spatially autocorrelated error: Simulation studies and application to mapping of soil organic matter. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 14: 247-264.
- Li, H; R J Lascano; E M Barnes; J Booker; L T Wilson, K F Bronson & E Segarra. 2001. Multispectral reflectance of cotton related to plant growth, soil water, and texture, and site elevation. *Agron. J.* 93: 1327-1337

- Lobell, D B; J I Ortiz-Monasterio; G P Asner; R L Naylor & W P Falcón. 2005. Combining field surveys, remote sensing, and regression trees to understand yield variations in an irrigated wheat landscape. *Agron. J.* 97:241-249.
- Lobell, D B. 2007. The cost of uncertainty for nitrogen fertilizer management: A sensitivity analysis. *Field Crops Res.* 100: 210-217.
- Marban, L. 2005. Tecnologías en análisis de suelos. *Boll. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.* Pág. 131-138
- Meisinger, J J. 1984. Evaluating plant-available nitrogen in soil crops system. En: Hauck, RD (Ed.) *Nitrogen in crop production.* ASA-CSSA-SSSA.[Wisconsin, Estados Unidos].
- Mistele, B & U Schmidhalter. 2008. Spectral measurements of the total aerial N and biomass dry weight in maize using a quadrilateral-view optic. *Field Crops Res.* 106: 94-103
- Page, A L. 1982. *Methods of soil analysis. Chemical and microbiological properties.* 2º ed. (Part 2), in the series *Agronomy.* American Society of Agronomy, Inc. SSSA, Inc. Publisher, Madison, Wisconsin, USA, 1159pp.
- Rouse, J W; R H Haas; J A Schell & D W Deerin. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. N. SP-351. Ed Third ERTS Symposium.1: 309-317. Washington. NASA.
- Ruffo, M L; G A Bollero; D S Bullock & D G Bullock. 2006. Site-specific production functions for variable rate corn nitrogen fertilization. *Prec. Agric.* 7:327-342.
- Salazar Lea Plaza, J C & G Moscatelli. 1989. *Soil map of Buenos Aires province.* Scale: 1:500000. SAGYP-INTA, Buenos Aires, Argentine.527 pp, Bs. As. Argentina.
- Senthilkumar, S; A N Kravchenko & G P Robertson. 2009. Topography influences management system effects on total soil carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73: 2059-67.
- Serrano, L; I Fillela & J Peñuelas.2000. Remote sensing of biomass and yield of winter wheat under different nitrogen supplies. *Crop Sci.* 40: 723-731.

- Shahandeh, H; A L Wright & F M Hons. 2011. Use of soil nitrogen parameters and texture for spatially-variable nitrogen fertilization. *Precision Agric.* 12: 146-163
- Small, C; M Steckler; L Seeber; S H Akhter; S Goodbred; B Mia & B Imam. 2009. Spectroscopy of sediments in the Ganges–Brahmaputra delta: Spectral effects of moisture, grain size and lithology. *Remote Sensing of Environment* 113: 342-361.
- Stevens, F; P Bogaert & B van Wesemael. 2015. Spatial filtering of a legacy dataset to characterize relationships between soil organic carbon and soil texture. *Geoderma* 237: 224-236
- Tekin, Y; Y Ulusoy; Z Tümsava & A M Mouazen. 2014. Online Measurement of Soil Organic Carbon as Correlated with Wheat Normalised Difference Vegetation Index in a Vertisol Field. *Scientific World Journal* 2014: 1-12.
- Tian, J & W D Philpot. 2015. Relationship between surface soil water content, evaporation rate, and water absorption band depths in SWIR reflectance spectra. *Remote Sensing of Environment* 169: 280-289
- Urricariet, S; M Niborski & C M Kvolek. 2011. Atributos de suelo y paisaje asociados a la variabilidad de rendimientos de maíz en la Pampa arenosa. *CI. Suelo* 29:49-59.
- Verbeke, G & G Molenberghs. 2000. Linear mixed models for longitudinal data. Springer, New York.
- Wang, T; Y Vitaly; A Zlotnik; D Wedin & K D. Wally. 2008. Spatial trends in saturated hydraulic conductivity of vegetated dunes in the Nebraska Sand Hills: Effects of depth and topography *Journal of Hydrology* 349: 88-97.
- Wilding, L P & L R Drees. 1983. Spatial variability and pedology. Pp 83-116. En: Wilding, L P & L R Drees (eds). *Pedogenesis and soil taxonomy: concepts and interactions*. Elsevier. New York, USA.
- Zebarth, B J; C F Drury; N Tremblay & A N Cambouris. 2009. Opportunities for improved fertilizer nitrogen management in production of arable crops in eastern Canada: A review. *Canadian J. Soil Sci.*89: 113-132

- Ziadi, N; A N Cambouris; J Nyiranneza & M C Nolin. 2013. Across a landscape, soil texture controls the optimum rate of N fertilizer from maize production. *Field Crops Res.* 148: 78:85.
- Zubillaga, M M; J Sierra & LA Barberis. 1991. Nitratos en un suelo cultivado con trigo: variabilidad espacial e influencia de cultivo antecesor. *Turrialba* 41: 217-222.
- Zubillaga, M M; M L Cabrera & N Vaio. 2009. Spatial variation of potentially mineralizable nitrogen within a field. *Proceedings of 16th Nitrogen Workshop.* Turin, Italy.
- Zubillaga, M M; J Mosso & M Redel. 2012. Nitrogen mineralization variability at field using vegetation spectral indices. En: *Proceedings ASA, CSSA, SSSA International Annual Meetings [Ohio, Estados Unidos].*
- Zubillaga, M M; M López de Sabando; M S Zubillaga & M V Vilches. 2008. Relación de la reflectancia espectral y los rendimientos en dos ambientes de un lote de producción Experimentos en Fertilización y Protección de cultivos de Trigo 2007. Proyecto regional agrícola. INTA-Centro Regional. Pág. 21-24.
- Zuur, AF; E N Ieno; NJ Walker; AA Saveliev & GM Smith. 2009. Violation of Independence. Part II. *In. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Statistics for Biology and Health.* Ed. Springer Sci.

CAPITULO IV

EVALUACIÓN DE LA SUBROUTINA N DEL MODELO CERES PARA ESTIMAR LA MINERALIZACIÓN DE N APARENTE DEL SUELO

4.1.- INTRODUCCIÓN

En los últimos años, la productividad agropecuaria de los agrosistemas se asocia al intensivo subsidio de energía que modifican funciones originalmente presentes en los mismos. En los sistemas agrícolas de bajos insumos la disponibilidad de N y otros minerales es función de las tasas de descomposición de residuos y principalmente de la tasa de mineralización de la materia orgánica, gobernadas por la relación C/N de los sustratos y los organismos del suelo (Laakso *et al.*, 2000). En tales sistemas, el mantenimiento de una adecuada disponibilidad de nitrógeno del suelo en etapas relevantes del crecimiento de un cultivo puede ser una variable importante en la gestión de agrosistemas sustentables. En este sentido, el uso de fertilizantes debe adecuarse a los procesos relacionados con la provisión de nutrientes (Cassman, 1999; Tilman, 1999).

El desarrollo de sistemas de producción sustentables requiere de mayor conocimiento de la dinámica y variación espacial de las propiedades del suelo, así como de la respuesta de los cultivos. Distintas tecnologías adoptadas recientemente, tales como sistemas de posicionamiento global (GPS) y monitores de rendimientos permiten evaluar la variabilidad espacial y temporal tratando de

explicar la heterogeneidad en los rendimientos de los cultivos (Kravchenko & Bullock, 2000; Godwin *et al.*, 2003).

La determinación de la dosis de fertilización nitrogenada necesaria para un cultivo normalmente se lleva a cabo sin tener en cuenta la heterogeneidad espacial de la productividad de los suelos del lote (Robertson *et al.*, 2008; Zubillaga & Redel, 2015). El uso de dosis de N uniformes a nivel lote determina que sectores del lote con distinta productividad puede llevar a dosis excesivas que pueden causar lavado de nitratos, o a dosis muy bajas que no proveen el suficiente N requerido por el cultivo (Inman *et al.*, 2005). Por lo tanto, la capacidad de ajustar la dosis de fertilización nitrogenada de acuerdo al potencialidad de cada subzona de lote es importante a fin de lograr un uso eficiente del nitrógeno y evitar la contaminación ambiental (Vázquez Amabile *et al.*, 2012; Muschietti & Zubillaga, 2014; Sanahuja *et al.*, 2015)

Asimismo, la mayoría de los modelos de recomendación de N no incluyen explícitamente a la estimación de la mineralización de N, a pesar del desarrollo de distintos procedimientos de laboratorio o invernáculo para cuantificarlo (Zebarth *et al.*, 2009; Luce *et al.*, 2011). Esta omisión es debido a la poca precisión para evaluar dicho proceso. La cantidad de N mineralizado durante un período de crecimiento del cultivo varía en función de las propiedades del suelo y del clima (Dessureault *et al.*, 2010). Lamentablemente, son limitados los trabajos que

cuantifican la contribución del N mineralizable a los requerimientos de N de los cultivos (Meisinger, 1984).

Existen diferentes aproximaciones para cuantificar la mineralización de N según se registran en varias revisiones del tema (Meisinger, 1984; Rice & Havlin, 1994; Benbi & Richter, 2002; Manzoni & Porporato, 2009). Los procedimientos de laboratorio distinguen aproximaciones funcionales a través de procedimientos biológicos (Waring & Bremner, 1964; Stanford & Smith, 1982) y aproximaciones químicas a través diversos extractantes químicos (Keeney, 1982). Sin embargo, los métodos biológicos incluyen tanto procedimientos desde laboratorio, como también experimentos con vegetales a partir de condiciones controladas de invernáculo o bajo condiciones de campo (Shariffi *et al.*, 2007). Los métodos biológicos de laboratorio proponen a las incubaciones de suelos de larga duración para estimar al N mineralizable desde el incremento neto de N inorgánico (Wang *et al.*, 2001). Por otro lado, también puede estimarse desde el incremento neto de la absorción vegetal de N por plantas cultivadas en condiciones controladas de invernáculo o experimentos de campo (Fox & Piekielek, 1984). Estos métodos biológicos son considerados los estimadores más confiables pero entre sus desventajas se cuenta que son costosos por el tiempo consumido, laboriosidad y además sus resultados dependen en gran medida de las condiciones experimentales.

El método de incubación aeróbica de larga duración se utiliza como método estándar para caracterizar el proceso de mineralización de N del suelo (Stanford & Smith, 1972). Estos autores definieron a la mineralización potencial de N como la cantidad de N orgánico del suelo susceptible a mineralizarse a una velocidad de mineralización (k) de acuerdo con una cinética de primer orden:

$$\frac{dN}{dt} = -k N$$

donde, N es la cantidad de sustrato mineralizable, y t es tiempo. La integración de esta ecuación entre el tiempo t_0 y t , produce:

$$Nt = N_0 \exp(-kt)$$

donde, N_0 es la cantidad inicial de sustrato o el N potencialmente mineralizable y Nt es la cantidad de sustrato al tiempo t . La ecuación puede ser modificada sustituyendo a $Nt = (N_0 - N_m)$, donde N_m es el N mineralizable en el tiempo t , como:

$$N_m = N_0(1 - e^{-kt})$$

Los parámetros de este modelo son N_0 , representa la cantidad de sustrato de N orgánico potencial a mineralizar y k_0 , la constante de velocidad de mineralización. Para la predicción del N mineralizado en el campo, la constante de velocidad de mineralización es ajustada según la temperatura del suelo (Stanford *et al.*, 1973) y por el contenido hídrico del suelo en el campo (Stanford & Epstein, 1974). Este procedimiento biológico de larga duración es el método estándar contra el cual la mayoría de los demás procedimientos son evaluados, y que ha

sido ampliamente utilizado para la evaluación de impactos ambientales y fertilidad de los suelos.

Una segunda aproximación biológica de laboratorio ampliamente adoptada es la identificación de la fracción de N potencialmente mineralizable a través de métodos rápidos de laboratorio como las incubaciones en condiciones de anaerobiosis de corto plazo (Waring & Bremner, 1964). Este procedimiento cuantifica al N-NH₄ liberado desde los microorganismos muertos por las condiciones de anaerobiosis provocadas durante la incubación por 7 o 14 días. Se han encontrado relaciones robustas entre este método breve de incubación anaerobia de 7 días y el N mineralizado durante una incubación aeróbica para un amplio rango de suelos de EE.UU. (Giannello & Bremner, 1986; Chan, 1997).

Los procedimientos de laboratorio a partir de aproximaciones químicas han sido propuestos para estimar la fracción de N potencialmente mineralizable. Por esta razón, varios métodos químicos han sido desarrollados y propuestos como métodos de rutina. Estas determinaciones incluyen extracciones con soluciones salinas débiles, tales como 0,01 M NaHCO₃ (Maclean, 1964) o 0,01 M CaCl₂ (Houba *et al.*, 1986), con sales más fuertes, tales como KCl, o extracciones con 2 M KCl a ebullición a 100 °C durante 4 h (Giannello & Bremner, 1986). Tal como ha sido señalado por Griffin (2008), estos métodos se basan en la hipótesis de que un extractante específico libera N de un grupo de similar descomposición pero generalmente no requieren que la fracción de N liberada sea químicamente y

biológicamente similar. En algunos casos, pueden ser más rápidos y precisos que los procedimientos biológicos (Sharifi *et al.*, 2007a; Curtin & Campbell, 2008).

Asimismo, debe considerarse que los métodos de laboratorio no tienen en cuenta los factores ambientales. Por consiguiente, se han desarrollado métodos a campo que cuantifican la mineralización de N *in situ* a través del balance de masas de N (Studdert *et al.*, 2000; Nayyar *et al.*, 2006; Sharifi *et al.*, 2008; Velthof & Oenema, 2010). Existen diferencias según estos autores en cuanto al método de extracción química que mejor se correlaciona con la absorción de N vegetal en los ensayos de campo o invernáculo. Además, pocos estudios han evaluado la relación entre N_0 y el N mineralizado desde experimentación a campo (Sharifi *et al.*, 2007b).

Los modelos de simulación han sido propuestos debido a los numerosos factores implicados e interrelacionados en el proceso de mineralización de N del suelo. La revisión de Manzoni & Porporato (2009) han clasificado a más de 250 modelos biogeoquímicos de N y C según sus marcos teóricos; estructuras matemáticas y la relación con las escalas espaciales y temporales de los mismos. La mayoría de los modelos muestran similitudes en las leyes cinéticas y estequiométricas formuladas para representar mecánicamente las complejas restricciones bioquímicas subyacentes. Estos autores han encontrado que las formulaciones matemáticas desarrolladas específicamente para ciertas escalas a menudo tienden a ser utilizadas en otras escalas espaciales y temporales

diferentes a las originales, resultando en posibles inconsistencias entre las formulaciones teóricas y la aplicación del modelo (Manzoni & Porporato, 2009).

La aproximación experimental a campo tiene un elevado costo en tiempo y recursos para generar información que permita comprender las complejas interacciones entre suelo, clima y vegetal. Una manera de suplir esta limitación es integrar el análisis experimental a la utilización de modelos de simulación agronómicos (MSA). Estos modelos reproducen mediante algoritmos matemáticos procesos funcionales de los cultivos permitiendo reproducir su comportamiento en diversas condiciones e incorporando el efecto aleatorio del clima al diseño de estrategias de manejo del cultivo. En Argentina, a mediados de la década del 90, los modelos de la familia DSSAT v3.5 (Jones *et al.*, 1998; Ritchie *et al.*, 1998) han sido utilizados para apoyar la planificación y manejo de los cultivos de granos en regiones pampeanas y extra-pampeanas (Satorre *et al.*, 2001; 2005). Por esto es de suma importancia contar con herramientas que permitan reproducir el comportamiento de los cultivos, de manera de predecir diferentes procesos y así desarrollar esquemas de decisión de manejo. Los modelos de simulación agronómicos (MSA) permiten integrar el análisis experimental y la relación suelo-cultivo del cultivo de maíz es el CERES-Maíz versión 3.5 perteneciente a la carcasa DSSAT (de su siglas en inglés, Decision Support System for Agrotechnology Transfer, Jones *et al.*, 2003). La utilización de estos modelos requiere previamente de su calibración, validación y del reconocimiento de su dominio de aplicación. Los modelos de simulación que forman parte del DSSAT

han sido calibrados y validados para la región Pampeana (Travasso & Delécolle 1995; Travasso & Magrin 1998; Mercau & Satorre, 2001; Salvagiotti, *et al.*, 2003). Las evaluaciones realizadas han demostrado que estos modelos simulan de manera aceptable la productividad y su variabilidad bajo diferentes situaciones productivas.

La calibración de modelos de simulación para estimar el N mineralizado a campo puede ser útil para acoplarlos a un sistema de información geográfico (SIG) y predecir la mineralización sitio-específica de N (Chen *et al.*, 2000). Egelkraut *et al.*, (2003) hallaron variabilidad en las tasas de mineralización de N al relacionarse con el C orgánico y la concentración de arcillas sugiriendo la fertilización variable de N en suelos del Plano Costero de Georgia (EE.UU). Sin embargo, cuando los autores estimaron el N mineralizado utilizando parámetros determinados desde incubaciones aeróbicas con ajustes diarios de temperatura y humedad del suelo la cantidad de N mineralizado fue subvaluada en un 50% de la cantidad determinada a campo. Por consiguiente, se implementó para estos suelos, una versión modificada de CERES-N que mejoró la predicción del N liberado desde los residuos de hojas y tallos de algodón (Zubillaga *et al.*, 2003) Los modelos de simulación agronómicos (MSA) pueden ser herramientas poderosas para evaluar la liberación de N desde residuos y humus pero solo si son validados a campo (Cabrera *et al.*, 1994; Zubillaga *et al.*, 2007).

El objetivo general de este capítulo fue cuantificar la variabilidad espacial y temporal del Nap para el cultivo de maíz a escala de lote. En este sentido, se propone utilizar la subrutina N del modelo CERES (Godwin & Jones, 1991) para simular la mineralización de N a escala intraparcela. Los objetivos del trabajo fueron: 1) validar y calibrar la subrutina de N del CERES-Maíz para estimar el N mineralizado aparente 2) evaluar la variabilidad de los parámetros de mineralización (N_0 y k) a escala intraparcela; 3) Cuantificar la variabilidad temporal del Nap estimado con CERES-Maíz y 4) Relacionar la variabilidad temporal y espacial con variables de sitio.

4.2.- MATERIALES Y METODOS

El experimento fue realizado en la localidad de Vedia (Partido de Alem, Buenos Aires, 34°23'S, 61°35'W) perteneciente al establecimiento Las Balas ubicado en la subregión de la Pampa Interior Plana. El clima es templado húmedo con precipitaciones medias de 1014 mm anuales (período 1970-2014) y temperaturas medias estivales de 22,3°C e invernales de 10,1°C. Se seleccionó un sector de una parcela del establecimiento con una equilibrada y homogénea distribución de los suelos de mayor representatividad de esta subregión de la Región Pampeana. Los suelos predominantes en la región son Hapludoles Enticos y Hapludoles Típicos, ubicados en las posiciones topográficas de loma y bajo respectivamente (Tabla 13).

Tabla 12. Características con valor diagnóstico en Hapludol Típico (serie Las Balas) y Hapludol Entico (serie El Fortín) (Niborski, 2000)

Propiedades del Suelo	Hapludol Típico	Hapludol Entico
Profundidad efectiva (m)	0,72- 0,9	0,49- 0,66
Materia Orgánica (%)	2,8-3,7	1,3- 2,4
Porcentaje de arenas (50 μ m- 2mm)	57,7	68,3
Humedad Equivalente (%)	17,1	11,3

El experimento se realizó en un lote bajo agricultura en siembra directa por los últimos seis años. Se sembró el híbrido de maíz Monsanto AW 190 MG, con una densidad de 76000 semillas ha⁻¹ y la distancia entre hileras fue de 0,525 m. Se realizó una fertilización base con 100 kg de fosfato monoamónico (MAP) a la siembra.

4.2.1.- MUESTREO SISTEMÁTICO EN GRILLA

Para la elección del lote, se utilizó como cartografía básica el relevamiento detallado del establecimiento a escala 1:20.000 (Niborski & Urdapilleta, 1991), y se seleccionó un área de 9,6 ha, sobre la cual se realizó un muestreo sistemático sobre 40 sitios de muestreo de 60m x 40m cada uno, ubicados sobre una grilla georreferenciada (Figura 23).

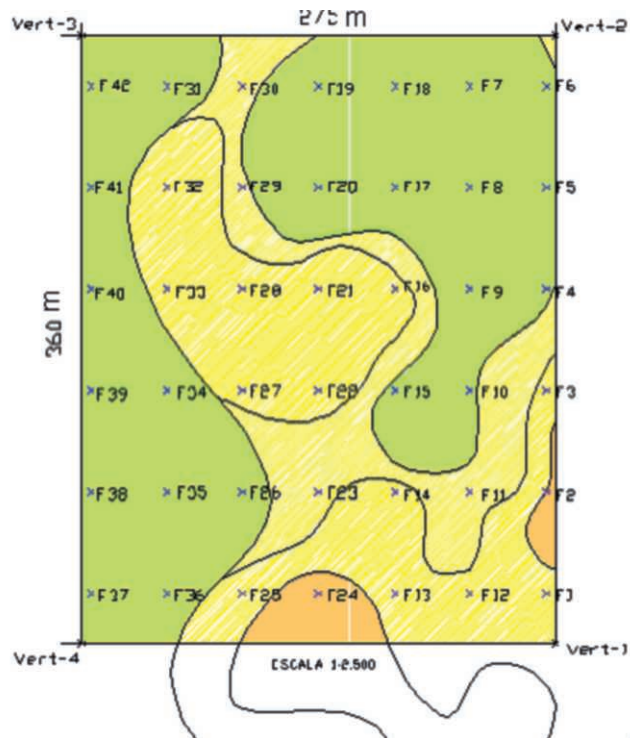


Figura 23 Mapa de la parcela del ensayo, con los puntos de muestreo señalados (Fn), con Hapludoles Típicos en los bajos (verde) y Hapludoles Enticos en las lomas (naranja). Adaptado de Niborski & Urdapilleta, 1991.

Las muestras se recolectaron con barreno de suelo (2-3 cm de diámetro) en dos oportunidades, presiembra (27/8/04) y madurez fisiológica del maíz (1/3/05). De cada punto de la grilla se tomó una muestra compuesta por siete submuestras de 0-30 cm de profundidad, cinco de 30-60 y 60-90 cm y tres de 90-120 cm. Las muestras de suelo fueron almacenadas a -15° C hasta que fueron analizadas en el laboratorio.

Se determinaron en las muestras superficiales iniciales (0-30 cm), el carbono fácilmente oxidable por el método de Walkley-Black modificado (Page *et al.*, 1982), nitrógeno total por digestión húmeda (Richter, 2004) y fraccionamiento textural (Gee & Or, 2002).

4.2.2.- DETERMINACIÓN DEL N INICIAL Y RESIDUAL EN EL SUELO

El contenido de N en forma de nitratos (N-NO_3^-) en el perfil del suelo fue determinado siguiendo la técnica de diazotación de SNEDD (Marbán, 2005). Dicha técnica supone una extracción de NO_3^- sobre una muestra de suelo húmeda con una solución de CuSO_4 y H_3BO_3^- , y una posterior colorimetría. El extracto fue floculado con el agregado de $\text{Ca}(\text{HO})_2$, y luego de agitado, se dejó decantar por 24 hs. Para la colorimetría, se tomó una alícuota del extracto y se adicionó un agente catalizador ($\text{CuSO}_4 + \text{NaHO}$), y el sulfato de hidracina como agente reductor. Se desarrolló el color mediante el reactivo SNEDD, compuesto de una mezcla de sulfanilamida (N-Naftil) y etilendiaminadiclorhidrato. La concentración de N-NO_3^- fue determinada por espectrofotometría en la longitud de onda de 540 nm. Todas las muestras de suelo fueron determinadas por duplicado. En forma simultánea a la extracción de NO_3^- , se determinó el contenido de humedad higroscópica de cada muestra de suelo a fin de expresar los resultados en base seca. El contenido de N-NO_3^- (kg ha^{-1}) fue calculado como la suma de los productos entre la concentración de NO_3^- (mg kg^{-1}), la densidad aparente (g cm^{-3}) y el espesor de cada estrato de suelo muestreado (cm) a lo largo del perfil.

4.2.3.- DETERMINACIÓN DEL N ACUMULADO EN EL VEGETAL

En cada punto de muestreo, a madurez fisiológica del maíz (R₆) (Ritchie & Hanway, 1982) se recolectaron plantas en una superficie equivalente a 3 m² de cultivos para estimar la producción de biomasa aérea (rastrajo y grano). Dichas muestras fueron secadas en estufa a 60° C hasta alcanzar constancia de peso. Posteriormente, se pesaron y molieron (1 mm de malla) para realizar las determinaciones correspondientes. La concentración del N vegetal (rastrajo y grano) fue determinado por el método Kjeldhal (Bremmer & Mulvaney, 1982). El N acumulado por el vegetal en la fracción grano y rastrajo fue calculado como el producto de la concentración de N (en base de peso seco) y la biomasa vegetal (en base peso seco) respectivamente.

4.2.4.- BALANCE DE MASAS DE NITRÓGENO

La metodología del balance de masas aplicado a la fracción de N mineral del suelo permite estimar un término que representa la mineralización aparente (Nap), definida como la mineralización neta desde el N orgánico del humus y la descomposición neta de los residuos del cultivo antecesor.

$$\Delta \text{ Mineral} = (\text{N Mineralización Humus} + \text{N Descomposición Residuos} + \text{N Lluvia} + \text{N Fertilizante}) - (\text{N Absorción} + \text{N Inmovilización} + \text{N Volatilización} + \text{N Desnitrificación} + \text{N Lixiviación}).$$

Δ Mineral = Diferencia entre el N mineral a la siembra (NI) y el N mineral o residual a madurez fisiológica (NR) considerando una capa de 1,20 m.

N Mineralización Humus (NMH) = cantidad de N proveniente desde la fracción de N orgánica del humus de suelo por el proceso de mineralización de los primeros 0,3 m del perfil del suelo.

N Descomposición Residuos (NDR)= cantidad de N proveniente por descomposición de la fracción de residuos remanentes al inicio del cultivo.

N Lluvia = N aportado al sistema por lluvias.

N Fertilizante (NF)= N proveniente por la fertilización

N Vegetal (NV)= N absorbido por el vegetal (cultivo más espontanea)

N Inmovilización (NI)= N inmovilizado por la biomasa microbiana

N Volatilización= N perdido a la atmosfera como NH_3 .

N Desnitrificación= N perdido a la atmosfera como óxidos de N.

N Lixiviación= N perdido del sistema suelo a profundidades mayores a 1,2m

Reagrupando los términos de la ecuación

$$(N \text{ Mineralización Humus} + N \text{ Descomposición Residuos} - N \text{ Inmovilización}) \\ = \mathbf{N \text{ Mineralización Aparente} = Nap}$$

Teniendo en cuenta que el aporte por lluvias de N son despreciables durante el ciclo de maíz en la Pampa Interior Plana. Las pérdidas del sistema por volatilización, desnitrificación y lixiviación son mínimas para sistemas de producción de maíz sin fertilización en la región pampeana.

$$\Delta \text{ Mineral} = N \text{ Mineralización Aparente} + N \text{ Fertilizante} - N \text{ Vegetal}$$

N Mineralización Aparente = Δ Mineral – N Fertilizante + N Vegetal

Reemplazando por sus siglas

$$\Delta \text{ Mineral} = \text{NR} - \text{NI} = \text{Nap} + \text{NF} - \text{NV}$$

$$\text{Nap} = (\text{NV} + \text{NR}) - (\text{NI} + \text{NF})$$

La mineralización aparente es comúnmente utilizada como variable de evaluación de la capacidad de los suelos de aportar N a los cultivos a campo y su utilización es especialmente aceptable en agroecosistemas como los pampeanos donde las pérdidas de N son bajas (Álvarez et al., 2015). Por lo tanto, en este análisis el Nap es un estimador del nitrógeno mineralizado por el suelo desde la materia orgánica humificada y la descomposición de los residuos durante el ciclo del cultivo de maíz.

4.2.5.- MINERALIZACIÓN POTENCIAL DE N

Se llevaron a cabo incubaciones aeróbicas largas de suelos para cuantificar los parámetros de la mineralización de N, N_0 y K_0 para cada sitio de la grilla (1-40). El procedimiento de preparación de las muestras de suelos superficiales (0-0.3 m) fueron secadas al aire, molidas y tamizadas (2mm). Se dispusieron en bolsas Ziploc 80 g de suelo humedecido. Las muestras de suelos fueron ubicadas en un acuario de vidrio (38 L) suspendidas a 2,5 cm del fondo para minimizar el secado. El fondo del acuario se completó con 1 cm de agua para proveer agua libre para

mantener saturado de humedad el aire, que fue bombeado a una tasa de 1L min^{-1} para mantener los niveles de oxígeno.

El experimento consta de 40 sitios de muestreo por 2 repeticiones. Se dispusieron de 2 acuarios: Acuario 1 se ubicaron las 40 muestras de suelos, repetición 1; y Acuario 2, ídem, repetición 2 (Figura 24).



Figura 24. Preparación de las muestras de suelo para la incubación aeróbica en cámara a 25°C en dos acuarios (Repetición 1 y Repetición 2). Experimentación llevada a cabo en el Laboratorio de Suelos de UGA, EE.UU.

El período de incubación duró 150 días. Se tomaron muestras después de 0; 7; 14; 30; 60; 90; 120 y 150 días. Desde cada repetición se tomaron 5 g de suelo húmedo que fue extraído con 40 ml de KCl 1 M. Posteriormente fueron ubicadas en un agitador automático Eberbach a una velocidad de 125 ciclos min^{-1} durante 30 min. Luego se centrifugaron durante 20 min a 1500 rpm y el sobrenadante fue analizado N con la técnica de Griess-Ilosvay (Keeney & Nelson 1982) con una Autoanalizador Alpkem (300 series), Alpkem Corp., y para las determinaciones de N-NH_4 con el método del salicilato de hipoclorito (Crooke & Simpson, 1971) con un Autoanalizador Perstorp (500 series), Alpkem Corp., Clackamans, Oregon.

4.2.6.- MODELOS DE MINERALIZACIÓN DE N

Se ajustaron curvas no lineales a partir de los resultados de las incubaciones aeróbicas con el algoritmo de Marquardt del procedimiento PROC NLIN (SAS Institute Inc.). Se ajustó un modelo de un compartimiento de N a otro N acumulado en el tiempo para cada muestra de suelo. El modelo de un compartimiento es de la siguiente forma (Stanford & Smith, 1972).

$$N_m = N_0(1 - e^{-k_0 t})$$

donde N_m es el N mineralizado en el tiempo t , siendo N_0 el N potencialmente mineralizable y k_0 es la velocidad máxima del coeficiente de mineralización.

4.2.7.- PREDICCIÓN DE N MINERALIZADO A CAMPO

La cantidad de N mineralizado durante un período de tiempo dado (N_m) es estimado a partir del N potencialmente mineralizable (N_0) y la constante de mineralización (k_0) integrando los efectos de la temperatura (Factor Temperatura) y de humedad (Factor Humedad) (Figura 25), que se describen en la sección descripción del modelo Ceres de este capítulo.

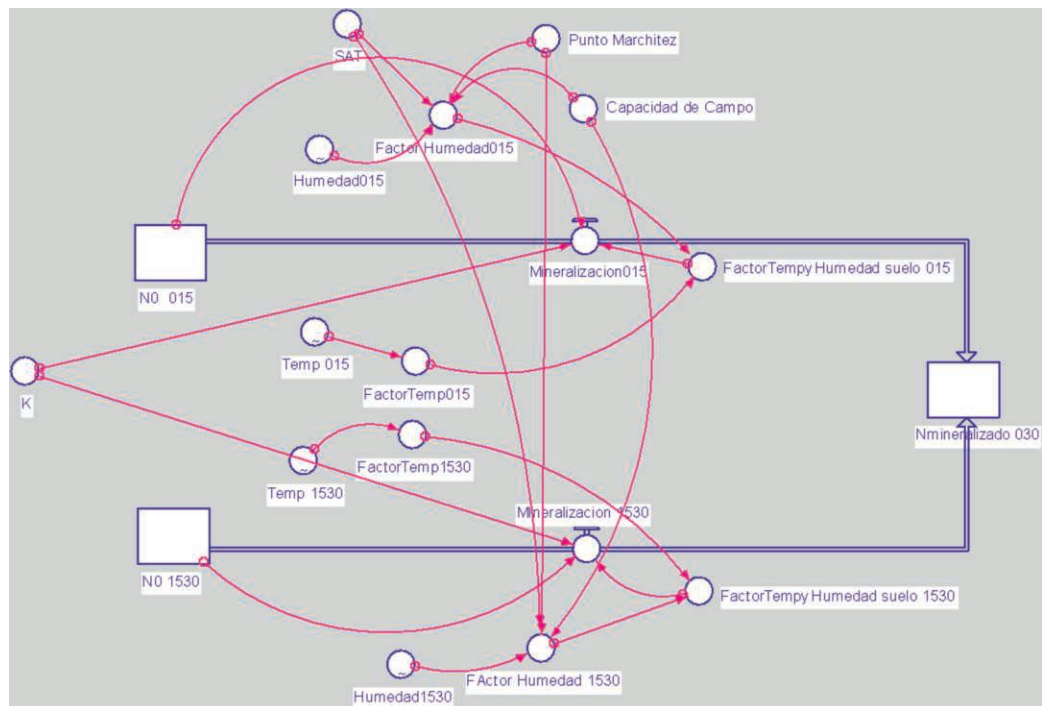


Figura 25. Versión de la subrutina de estimación de Nap a partir de parámetros de mineralización (N_0 y k_0) implementada con Stella.

Se ha estimado para cada sitio de la grilla (1-40) el N_m según los N_0 y k_0 determinados al ajustar los resultados del experimento de incubación aeróbica largas. Se procedió a evaluar la dinámica para un período de 173 días utilizando las características edáficas de los sitios y las condiciones meteorológicas (Humedad y temperatura) de los suelos durante el período. Se implementó con el programa Stella la versión de la subrutina de N (Figura 25).

4.2.8.- NITRÓGENO POTENCIALMENTE MINERALIZABLE CON MÉTODOS RÁPIDOS

El N potencialmente mineralizable con métodos rápidos fue estimado mediante incubaciones anaeróbicas (N_{an}) y por medio químico (N_{KCL}). El N_{an} fue mediante la incubación de muestras de suelo en condiciones de anegamiento, colocando 5 g de suelo en tubos de ensayo (150 mm de largo x 16 mm de diámetro) y adicionando 12,5 ml de agua destilada. Se cerraron herméticamente los tubos y se incubaron en estufa durante 7 d a 40°C (Waring & Bremner, 1964). Al finalizar la incubación, se completó el tubo con 12,5 ml de KCl 4 M y se determinó el N-NH₄, idem a descripción anterior. El N_{an} se calculó como la diferencia entre el N-NH₄ producido durante la incubación y la cantidad inicial obtenida con igual procedimiento pero sin incubar.

El método químico usado (N_{KCL}) consiste en cuantificar la liberación de amonio después de someter una suspensión de suelo-KCl (3 g de suelo y 20 ml

de 2 M KCl) a calentamiento en un baño a 100°C por 4 h (Giannello & Bremner, 1986). El N potencialmente mineralizable determinado por N_{KCL} se calculó como la diferencia entre el amonio liberado en caliente menos el amonio nativo en el suelo (amonio extraído con 2 M KCl a temperatura ambiente).

4.2.9.- DESCRIPCIÓN DEL MODELO CERES-N

La información requerida para utilizar DSSAT en diferentes situaciones (e.g., cultivos, ambientes, etc.) incluye una descripción del clima, suelos, manejo del cultivo y genotipo (Hoogenboom et al. 1998). De esta manera, la información que se proporciona al modelo como datos de entrada incluye: (a) series climáticas con datos diarios de temperaturas mínimas y máximas, radiación solar y precipitaciones para el sitio y los años a simular, (b) valores para una serie de parámetros que describen el suelo (e.g., contenido de material orgánica, densidad aparente, humedad volumétrica a capacidad de campo y punto de marchitez, etc. para cada horizonte del perfil), (c) condiciones del suelo al momento de iniciar la simulación (e.g., contenido volumétrico de agua y nitrógeno para cada horizonte) (d) valores para los “coeficientes genéticos” que describen diferencias de crecimiento y desarrollo entre híbridos y variedades de un cultivo, (e) una definición del manejo del cultivo (e.g., fecha de siembra, nivel de fertilización) y, (f) detalles sobre las condiciones de simulación (e.g., fecha de inicio, número de años a correr, métodos a utilizar para algunos procedimientos).

CERES-N simula los procesos de mineralización, inmovilización, nitrificación y desnitrificación (Godwin & Jones, 1991). El modelo asume que el N en la fracción Humus se descompone según una cinética de primer orden con una velocidad máxima de $8,3 \times 10^{-5} \text{ día}^{-1}$ bajo condiciones no limitantes. Esta constante de mineralización se corrige por un factor que permite al usuario del modelo modificarla según los suelos específicos (SLNF). Esta tasa es limitada por factores de temperatura y humedad. La mineralización de N está relacionada con la disponibilidad hídrica en el rango de agua útil (Myers *et al.*, 1982; Linn & Doran, 1984).

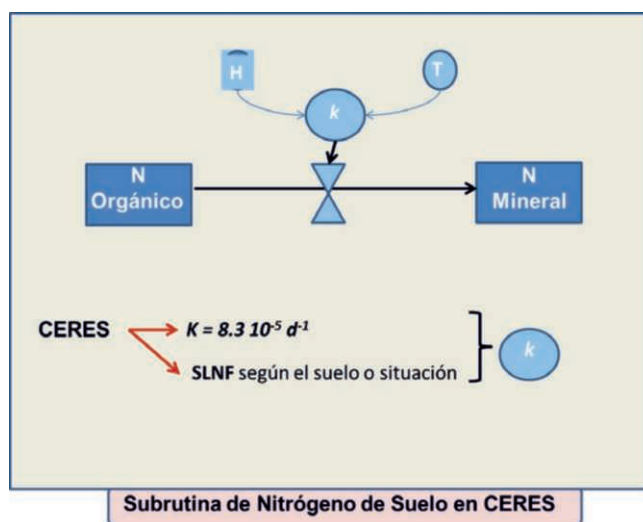


Figura 26. Subrutina de Nitrógeno de Suelos en el modelo CERES

El Factor Humedad se configura como 0 cuando el suelo está seco al aire; y 1 cuando el suelo está a capacidad de campo; y para los valores intermedios de humedad se ajusta a una función lineal. Cuando el suelo está saturado el Factor

de Humedad es 0,5. El factor de temperatura se basa en estudios realizados por Stanford et al., (1973) que define que Factor Temperatura= $(TS-5 \text{ } ^\circ\text{C})/30 \text{ } ^\circ\text{C}$, t donde TS es la temperatura del suelo registrada a la mitad de la capa de suelo en consideración (Figura 26).

4.2.10.- VARIABILIDAD TEMPORAL DEL N MINERALIZADO ESTIMADO CON CERES-MAIZ

El modelo CERES-Maíz se analizará para cada sitio intralote con una serie climática histórica para evaluar la variabilidad temporal del N mineralizado. Los datos de precipitación y temperaturas diarias del período 1981 a 2014 utilizados como serie histórica climática fueron suministrados por el Servicio Meteorológico Nacional de la Estación Meteorológica de Junín y datos complementarios del Establecimiento Las Balas. En estudios climáticos se deben considerar series de por lo menos 30 años, siendo ésta la cantidad mínima de años para poder efectuar cálculos estadísticos y obtener resultados significativos.

4.3.- RESULTADOS Y DISCUSION

4.3.1.- CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA DE LA CAMPAÑA Y BALANCE DE MASAS DE N

Las características climáticas del período considerado en la campaña 2004/05 para el cultivo de maíz se presentan en la Figura 27. Las precipitaciones acumuladas promedio fueron de 617 mm siendo superior en 68 mm al promedio histórico (1981-2014) de 549 mm +/- 147 mm. Asimismo, la campaña tuvo la

particularidad que las precipitaciones fueron superiores al promedio histórico en el primer trimestre, siendo en el último trimestre (D-E-F) inferiores (Figura 27 B). Las temperaturas máximas y mínimas medias promedio del período fueron 25,6 y 12,2 °C casi similares al promedio histórico de 23 y 13 °C respectivamente (Figura 27A).

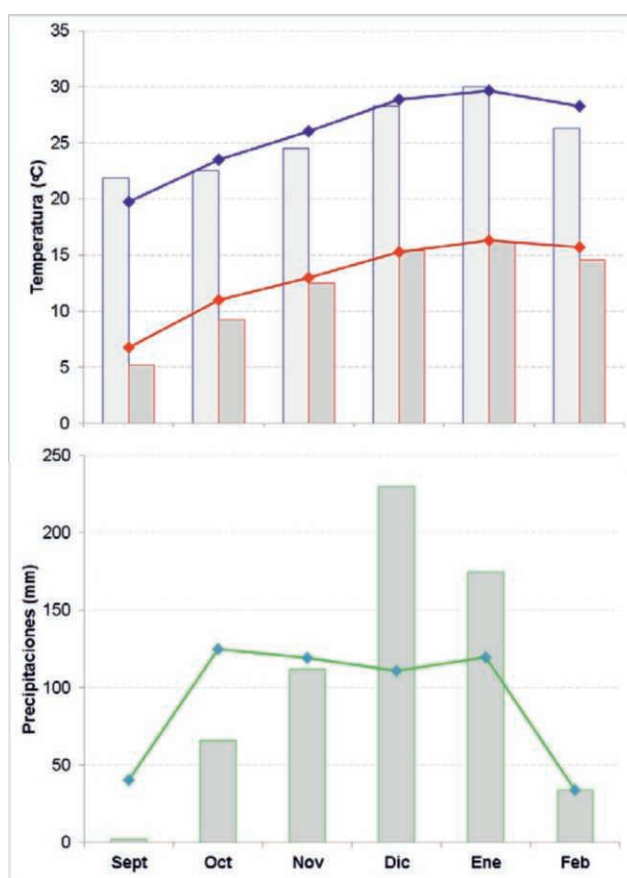


Figura 27. Datos de temperaturas medias máximas y mínimas mensuales y precipitaciones acumuladas (mm) de la campaña agrícola 2004/05 (en líneas) y las temperaturas medias máximas y mínimas mensuales y precipitaciones mensuales acumuladas promedio (en barras) de la serie histórica (1981-2014). (Datos del SMN, Junín, Buenos Aires).

En la Tabla 13 se muestran los componentes de N vegetales y edáficos utilizados en el balance de masas de N para estimar el N mineralizado durante el ciclo del cultivo. La cantidad promedio de N acumulado en biomasa aérea (cultivo más malezas) durante el ciclo agrícola fue de 198,8 kg N ha⁻¹. La partición de N en el grano de maíz fue de 65 %. Estos resultados coinciden con los informados para el cultivo en la región.

Tabla 13. Estadísticas resumen de la cantidad de N acumulado en vegetal, malezas, residuos de cultivo antecesor y N de nitratos al inicio y final del ciclo del cultivo de maíz.

Variables	Media	SD	Mín.	Máx.
Vegetal				
N Grano (kg N ha ⁻¹)	113,7	32,6	64,5	187,9
N Rastrojo (kg N ha ⁻¹)	62,2	20,3	32,7	104,3
N Malezas (kg N ha ⁻¹)	22,9	4,8	17	29
N Residuos CA (kg N ha ⁻¹)	12,3	3,4	6,2	18,4
Suelo				
N inicial (kg N ha ⁻¹)	76,8	19,7	4,5	119,9
N residual (kg N ha ⁻¹)	29,9	9,8	18,3	61,8
Nap (kg N ha ⁻¹)	146,1	45,4	84,0	262,8

El N acumulado en los residuos de cultivos antecesores (N Residuos CA) al inicio del cultivo fue de 12,3 kg N ha⁻¹. En Pampa Ondulada, la fuente de N desde la descomposición de los residuos para los cultivos han sido una fuente de N para los mismos (Alvarez & Steinbach, 2011), siendo el N liberado desde los residuos en promedio un 15 % de N total acumulado en el suelo al inicio de la campaña

agrícola. La cantidad de N-NO_3^- al inicio del cultivo en promedio fue de $76,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ acumulados en los primeros 120 cm del perfil. Siendo el N residual de N-NO_3^- promedio a cosecha aproximadamente un 35 % del inicial (Tabla 13). Por consiguiente, el N mineralizado aparente (Nap) durante el ciclo del cultivo determinado a partir del balance de masas presentó una amplia variabilidad a escala intraparcela, con un rango de 84 a 263 kg N ha^{-1} según las características del sitio. El Nap promedio durante la campaña del cultivo de maíz 2004/05 fue de 146 kg N ha^{-1} debido a las condiciones de precipitaciones y temperaturas registrado durante la campaña analizada (Figura 27).

4.3.2.- CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE LA SUBROUTINA N DE CERES

En el modelo CERES-N asume una cinética de primer orden para la mineralización de N orgánico del humus con una tasa máxima de mineralización de $8,3 \cdot 10^{-5} \text{ d}^{-1}$ y ajustada por un factor (SLNF) que permite al usuario calibrar la tasa máxima (k_0) para los suelos específicamente. En AACREA (Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola) se utilizan distintos SLNF según zona de la Región Pampeana y tipo de cultivo, siendo el rango de uso de 1 a 2,5. En general, se utilizan para la región en estudio y para cultivos de verano valores que van desde 2 a 2,5 (Mercau & Satorre, 2001). En la Figura 28 se presentan los resultados de Nap simulados con diferentes SLNF y los valores de Nap observados a campo para todos los sitios de la parcela.

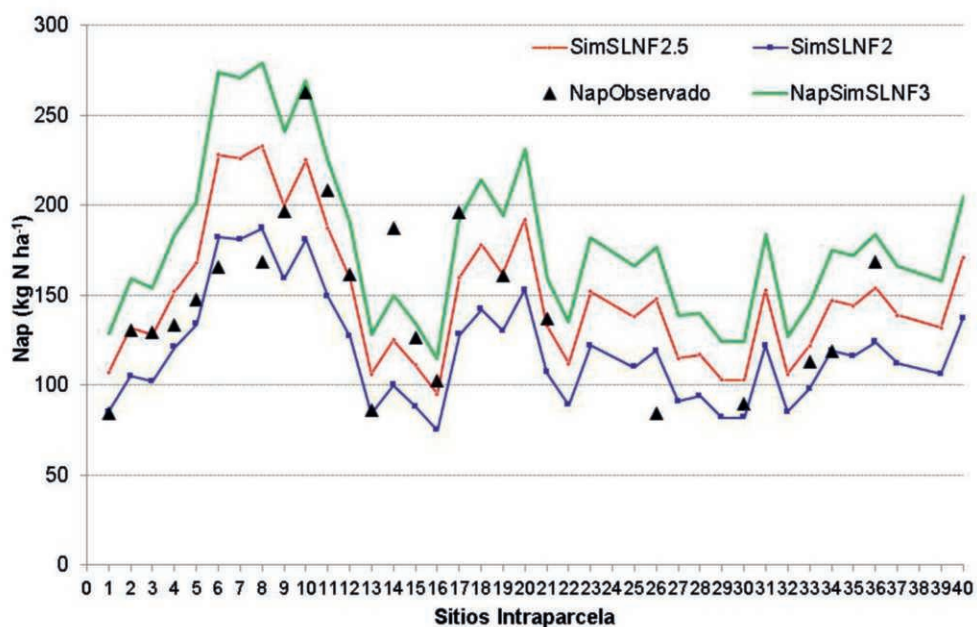


Figura 28. N mineralizado (Nap) simulados con diferentes SLNF (en líneas) y N mineralizado medido a campo (triángulos) para cada sitio de la parcela.

El comportamiento de la subrutina de suelo de CERES-N para predecir el Nap se presenta en la Tabla 14. Se muestra el valor medio simulado del Nap estimado a partir 3 diferentes parámetros SLNF (factor de corrección de k_0 para suelos específicos): SLNF=2; SLNF=2,5 y SLNF=3. El SLNF es un parámetro de configuración del modelo de mineralización del humus del suelo que modifica la tasa de mineralización de manera de contabilizar los factores de mineralización del suelo que no han sido modelados. El error medio entre los valores observado y simulados (RMSE) y su partición entre el error de la estimación de la media (SB), la falta de correlación entre datos observados y simulados (r). El Nap simulado ha aumentado con el incremento de SLNF siendo la simulación con SLNF de 2,5 la

que mejor ajustó a los valores de N mineralizado observados a campo. La correlación entre datos simulados y observados ha sido similar para los distintos SLNF analizados. Sin embargo, la simulación con SLNF=2,5 tuvo menor RMSE y también mejor estimación de la media (Tabla 14). Por lo tanto, el modelo tuvo un error (RMSE) cercano al 21,2 % del valor promedio observado de Nap.

Tabla 14. Relaciones de ajuste del valor medio Nap observado y predicho con la subrutina CERES-N con diferentes SLNF para los sitios de la parcela.

	SLNF 2	SLNF2.5	SLNF3
Correlación de Pearson r (%)	73,8	73,8	73,8
RMSE (kg N ha ⁻¹)	39	31	49
RMSD % de Media observados	27,2	20,6	31,8
Media Nap simulado (kg N ha ⁻¹)	119	149	179

Los resultados sugieren que la subrutina de N (Godwin & Jones, 1991) del modelo CERES-N versión 3,5 puede hacer una descripción aceptable del Nap producido en el cultivo de maíz en la región. El error asumido (20,6 %) para tomar decisión en base a esta herramienta es comparable al que predice otras maneras de estimación. También se observa que para la simulación con SLNF=2,5 los valores observados se ajustan mejor a la línea 1:1, habiendo sobrestimación para SLNF=3 y subestimación para SLNF=2 (Figura 29).

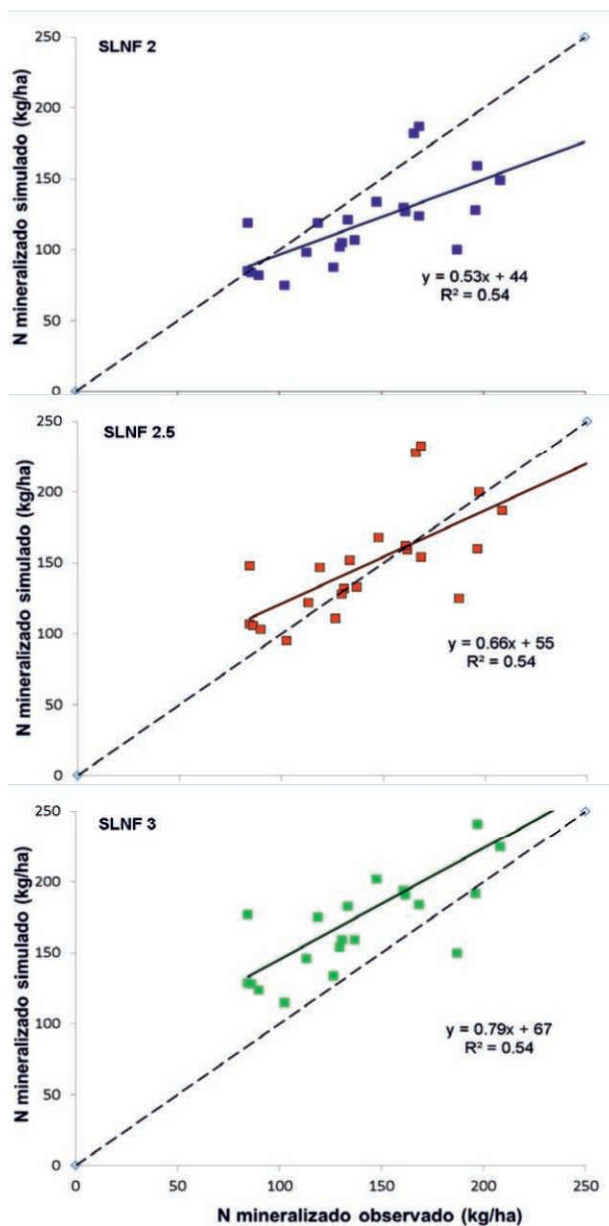


Figura 29. N mineralizado observado vs N mineralizado simulado con la subrutina CERES N v. 3.5 según diferentes SLNF que ajustan a k . Línea punteada indica relación 1:1.

Un aspecto a tener en cuenta para explicar la variabilidad en el ajuste según sitios intraparcela es la variación en la labilidad de la fuente de N entre sitios, o sea diferencias en la susceptibilidad a la mineralización. Por lo tanto, se proponen dos alternativas para ajustar los datos a la línea 1:1, estimando para cada sitio de la parcela: a.- el factor SLNF y b.- la fracción de N orgánico.

En el primer caso, se determinó el SLNF ajustado para cada sitio para equilibrar el Nap simulado con el Nap observado. La estimación de los valores de SLNF que permiten ajustar a la línea 1:1 los valores de N mineralizado simulado han sido variables a escala intralote, siendo el rango de variación del SLNF fue de 1,4 a 3,74 con un promedio de 2,43. Por lo tanto, la calibración de la subrutina CERES-N v3,5 con el parámetro SLNF= 2,5 ha presentado los mejores ajustes en la calibración.

En la segunda alternativa, se ajusta en el modelo de simulación a la fracción de N orgánico que permita equilibrar el Nap simulado con Nap observado, denominándose a dicha fracción, N orgánico ajustado. Esta fracción representaría la variabilidad a escala de lote de la labilidad del sustrato para cada sitio. El N orgánico ajustado fue de 14,24 g kg⁻¹ con un rango de 7,9 a 24,2 g kg⁻¹. Por consiguiente, se propone el estudio de la variabilidad de las fracciones lábiles y sus parámetros a escala de lote.

4.3.3.- PARAMETROS DE LA MINERALIZACION A ESCALA DE INTRAPARCELA

Generalmente, los modelos que explican la cinética de mineralización de N del suelo implican la predicción de una fracción activa de N orgánica del suelo, denominado N potencialmente mineralizable (N_0) y una constante máxima de mineralización (k_0). Las aproximaciones funcionales simples predicen la mineralización de N neta sin considerar específicamente los procesos de amonificación y nitrificación (Benji & Richter, 2002).

La variabilidad de los parámetros de la mineralización se muestran en la Tabla 15, habiéndose determinado una amplia dispersión a escala intralote. El N_0 tuvo una importante variabilidad espacial a escala de parcela. El parámetro N_0 varió desde 135 a 365 kg N ha⁻¹ con un promedio de 213 kg N ha⁻¹ representando en promedio 3,5 % (1,92 a 6,32 %) del N orgánico total del suelo.

Estas proporciones coinciden con la variabilidad encontrada en diferentes Molisoles en Canadá (Sharifi *et al.*, 2007). Los valores de k_0 variaron de 0,0178 a 0,0949 d⁻¹ (promedio 0,0398 d⁻¹) con un CV de 40 %, considerada alta variabilidad (Wilding & Driess, 1993). Mayores valores de k fueron determinados en los sitios con mayor proporción de arena debido a la menor la protección física de la materia orgánica y partículas finas de los suelos (Serna & Pomares, 1992).

Tabla 15. Estadísticas de los parámetros de mineralización del N por aproximaciones funcionales.

Variabes	Media	SD	Mín.	Máy.
$N_0(\text{mg kg}^{-1})$	52,81	13,2	32,4	96,7
$k_0(\text{d}^{-1})$	0,0398	0,016	0,0178	0,0949
$N_0k_0 (\text{mg kg}^{-1}\text{d}^{-1})$	2,05	0,78	0,83	4,25
$N_{0\text{ fijo}}(\text{mg kg}^{-1})$	50,87	11,99	29,00	85,00

También la bibliografía propone al producto N_0k_0 como un buen indicador de la disponibilidad de N, ya que este producto tiende a ser más estable al independizarse de la longitud de la incubación (Griffin & Laine, 1983, Cabrera & Kissel, 1988; Campbell *et al.*, 1991).

La cantidad de N mineralizado durante el ciclo del cultivo de maíz, N_{ap} observado, varió entre 84 a 264 kg N ha⁻¹ representando en promedio un 68 % del N potencialmente mineralizable.

Varios autores han propuesto que métodos biológicos más cortos como la incubación anaeróbica (N_{an}) de muestras de suelo por 7 o 14 d puede ser útil para estimar la capacidad de mineralización de los suelos (Keeney & Nelson, 1982; Echeverría *et al.*, 2000).

El N liberado en las incubaciones anaeróbicas durante 7 días fue de 16,32 mg kg⁻¹ con un CV de 40,9 %, representando un 30,9 % del N_0 (Tabla 15). Estos

resultados concuerdan con los hallados en el SE de la Pampa Austral, donde el N_{an} ha representado un 35 % del N_0 (Echeverría *et al.*, 2000). Urquieta (2008) determinó concentraciones de N_{an} promedios en suelos prístinos de 138 mg kg^{-1} , con valores máximos y mínimos de 222 y 71 mg kg^{-1} , respectivamente.

Por lo tanto, los suelos empleados en este estudio presentan una amplia variabilidad intraparcela de los valores de N_{an} representando situaciones con diferente potencial de mineralización de N. Para los suelos del SE bonaerense se han registrado concentraciones de N_{an} entre 34 y 94 mg kg^{-1} (Reussi Calvo *et al.*, 2013), valores superiores a los registrados en este estudio.

Por otro lado, el nitrógeno potencialmente mineralizable estimado por la liberación de N-NH_4 extraído por KCl a ebullición a 100°C ha representado $21,8 \%$ del N_0 , datos muy superiores a los hallados para el SE bonaerense que ha representado tan solo el 6% del N_0 (Echeverría *et al.*, 2000).

Tabla 16. Estadísticas resumen del Nitrógeno potencialmente mineralizable estimado por métodos rápidos.

Variables	Media	SD	Mín.	Máx.
$N_{an} \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}$	16,3	6,7	7	31
$N_{KCL} \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}$	11,6	4,6	4	22
$N_{Ca(ClO)_2} \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}$	32,9	6,3	20	42

Stanford & Smith (1972) así como Oyanedel & Rodríguez (1978) concluyeron que es posible usar un valor constante para la tasa de mineralización (k_0) en distintos suelos. Por consiguiente, sólo sería necesario estimar el valor de N_0 a fin de poder estimar la cantidad de N mineralizado bajo condiciones de campo, dando relevancia a la búsqueda de métodos rápidos para la determinación de N_0 a fin de evitar las incubaciones de largo plazo.

Los indicadores de NPM determinados a través extracciones químicas rápidas de laboratorio no se han relacionados con los parámetros de la mineralización estimados a través de incubaciones aeróbicas largas (Tabla 17).

Tabla 17. Relaciones de correlación (*Pearson*) entre NPM cortos y los parámetros de mineralización por incubaciones aeróbicas largas.

	N_0 (mg kg ⁻¹)	k_0 (d ⁻¹)	N_0k_0 (mg kg ⁻¹ d ⁻¹)
N _{an} (mg kg ⁻¹)	0,21	0,46*	0,56**
N _{KCL} (mg kg ⁻¹)	0,28	0,03	-0,20
N _{Ca(ClO)₂} (mg kg ⁻¹)	0,15	0,29	0,27

*Indica significancia $P < 0.05$ y ** significancia $P < 0.01$

En este sentido, no se han relacionado con el nitrógeno potencialmente mineralizable, N_0 ni tampoco con la constante de mineralización, k_0 . Probablemente, la falta de ajuste de los métodos químicos pueda deberse a que ningún reactivo químico fue capaz de simular la actividad de los organismos del

suelo o liberar selectivamente el nitrógeno disponible a partir de una fracción más lábil (Bremner, 1965).

En cambio, el NPM determinado a través de métodos biológicos tal como N_{an} se ha relacionado con k_0 significativamente y con N_0k_0 muy significativamente (Tabla 17).

4.3.4.- PREDICCIÓN DE N MINERALIZADO APARENTE A PARTIR DE LOS PARAMETROS DE LA MINERALIZACIÓN

La cantidad de N mineralizado estimado a partir de los parámetros de mineralización, N_0 y k_0 , para cada sitio fueron evaluados (Tabla 18) ajustando el modelo de cinética de primer orden según la variación de temperatura diaria y contenido hídrico del suelo para cada sitio intraparcela. La cantidad de N mineralizado simulado en promedio fue de 161 y 183 kg N ha⁻¹ según la simulación se haya realizado con k_0 de 25°C o corregida a 35°C (Figura 30).

Por consiguiente, según las estimaciones realizadas en base al N potencialmente mineralizable, los suelos han mineralizado a escala intraparcela entre 108 y 204 kg de N ha⁻¹ durante el ciclo del cultivo de maíz. Estos resultados coinciden con resultados hallados en Argiudoles Típicos del SE Bonaerense (Echeverría & Bergonzi, 1995) a nivel medio de parcela.

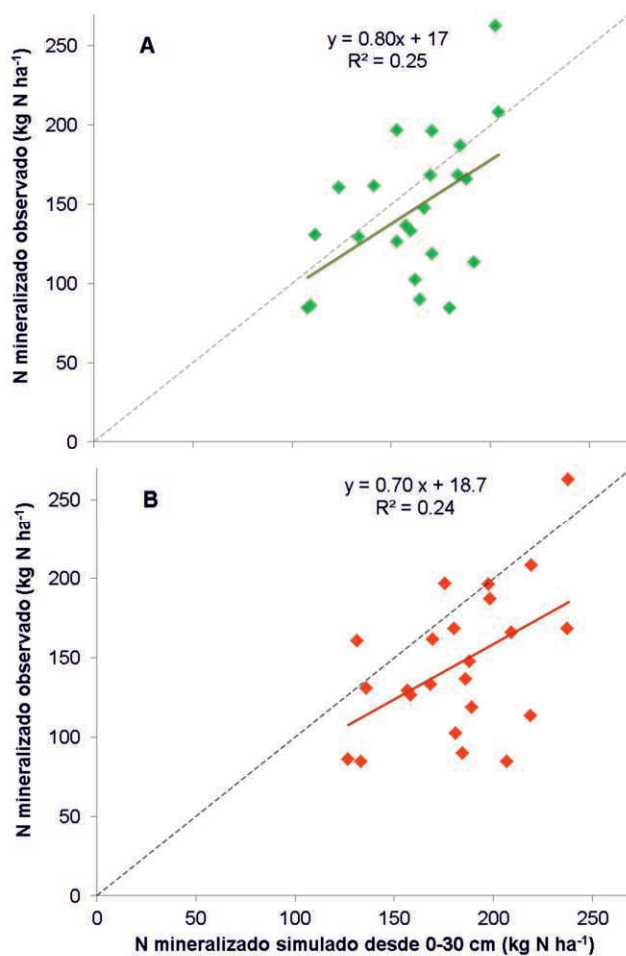


Figura 30. Valores de N mineralizado observado y predichos desde modelo de cinética de primer orden estimados con parámetros N_0 y k_0 ajustados por características edáficas y climáticas del periodo de cultivo. A. Temp 25 °C y B. Temp 35°C. Línea punteada indica relación 1:1.

Tabla 18. Relaciones de ajuste del Nap observado y Nap simulado a partir de los parámetros de mineralización (N_0 y k_0).

	$k_{025^{\circ}\text{C}}$	$k_{035^{\circ}\text{C}}$
Correlación de Pearson r (%)	49,86	49,26
RMSE (kg N ha^{-1})	41,39	53,74
RMSD % de Media observados	28,32	36,81
Media Nap Simulado (kg N ha^{-1})	161	183

Los resultados sugieren que la predicción del N mineralizado a partir de la de los parámetros de la mineralización permiten describir la variabilidad del N mineralizado a escala intraparcela (Tabla 18). Sin embargo, el error de la predicción superior al 28 % fue mayor que el error asumido a partir de la subrutina CERES N versión 3,5.

4.3.5.- VARIABILIDAD TEMPORAL DE NAP SEGÚN SERIE HISTÓRICA CLIMÁTICA (1981-2014)

Las características climáticas de la serie histórica (1981-2014) para el período del cultivo se presentan en la Figura 31. Las precipitaciones promedio acumuladas para el ciclo del cultivo fueron de 549 mm con un mínimo de 266 mm para la campaña 1999/2000 y un máximo de 875 mm para la campaña 2009/2010 (Figura 31 A).

Las campañas agrícolas con precipitaciones acumuladas superiores a 700 mm fueron 85/86; 96/97; 97/98; 00/01; 01/02; 09/10 y 11/12. Scarpatti & Capriolo

(2013) citan que la inundación a finales del 2000 fue importante ya que los suelos se encontraban saturados y la capacidad de almacenaje estaba en su límite y la altura de la napa freática a muy escasa profundidad.

En el año 2001 se observaron dos ciclos de inundaciones, uno a principios de año y otro a fines del mismo (Scarpati *et al.*, 2008; Forte Lay *et al.*, 2009). En lo referente a años secos, se consideraron cuando las precipitaciones acumuladas para el período S-F fueron inferiores a 350 mm. Las campañas agrícolas que presentaron estos valores fueron 88/89; 95/96; 99/00 y 08/09.

Las temperaturas máximas y mínimas promedio registradas para el período considerado fueron de 26,01° C y 13,01° C respectivamente, con rangos de 10,8 a 14,4° C y 24 a 28° C respectivamente, siendo la temperatura promedio del ciclo 19,4° C (Figura 31 B). La amplitud térmica promedio fue de 13,08° C con un rango de 10,7 y 15,9° C. En cuanto a la relación entre la precipitación mensual y el régimen de temperaturas, se puede hacer referencia al trabajo de Zhao & Khalil (1993), que estudiaron la relación entre estas 2 variables en los EE.UU. encontrando que las precipitaciones y la temperatura durante el período de verano tienden a estar correlacionados negativamente.

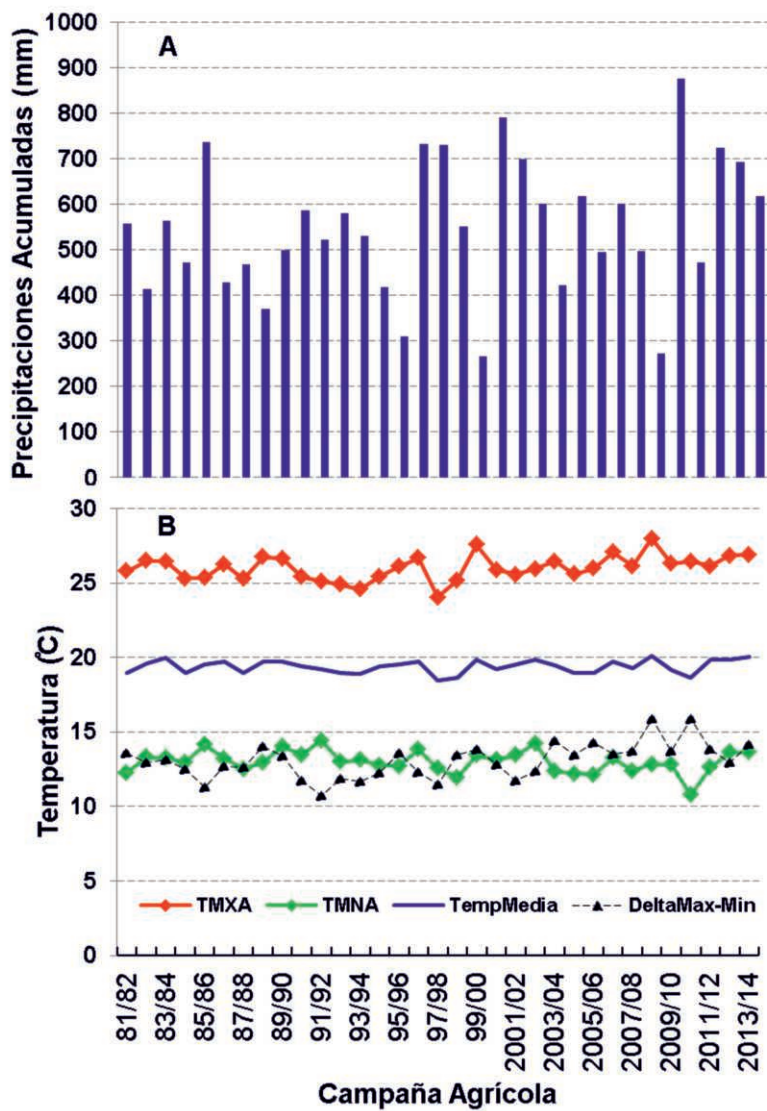


Figura 31. Evolución de datos climáticos durante el ciclo del cultivo (Septiembre-Febrero) de la serie histórica de 33 años (1981-2014). 31A. Temperaturas máximas, mínimas, medias y amplitud térmica para el ciclo. 31B. Precipitaciones acumuladas para el período S-F. Elaborado con datos suministrados por SMN.

La variabilidad temporal del N mineralizado a escala intraparcela ha sido evaluada a través de la serie climática de 33 años (Figura 32).

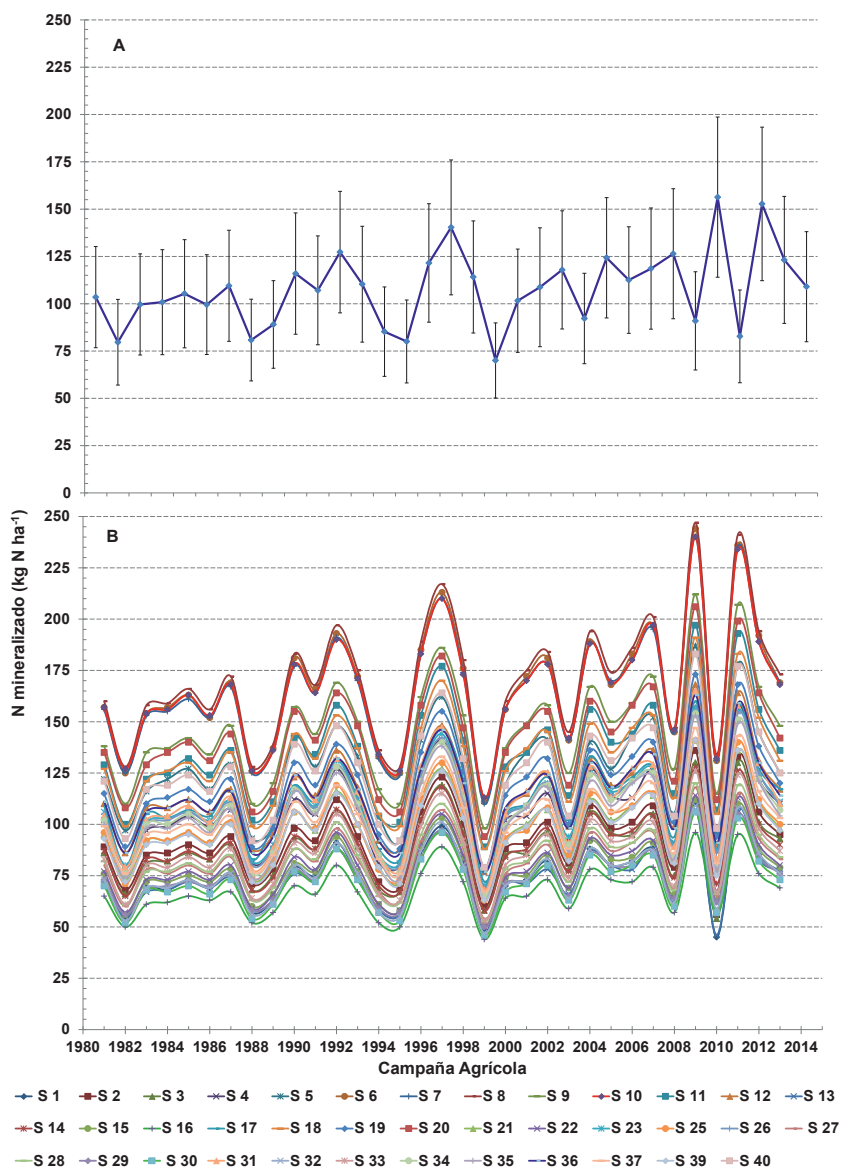


Figura 32. Evolución temporal del N mineralizado simulado (CERES N v.3.5) según serie histórica del clima (1980-2014) según los sitios intraparcela.

La cantidad de N mineralizada ha presentado variabilidad temporal siendo el promedio del ciclo de 108 kg N ha^{-1} con un rango de 70 a 156 kg N ha^{-1} promedio para el lote de producción (Figura 32 A). Además se ha registrado una menor variabilidad del N mineralizado entre sitios para los años desfavorables, tales como 1999; 2008 y 2011. En sentido contrario, los años más favorables para la mineralización de N presentaron mayor desvío estándar (Figura 32 B).

La relación de las variables climáticas con el N mineralizado durante el cultivo se presenta en la Figura 33. La principal variable que se relaciona con el N mineralizado durante el ciclo del cultivo de maíz ha sido las precipitaciones acumuladas desde septiembre a febrero. Dicha variable también modifica la temperatura máxima registrada en el período y por ende a la amplitud térmica.

En Argentina, se encontró que durante los meses de verano (Noviembre a Febrero) la relación entre precipitaciones y temperatura fue inversa (Rusticucci & Penalba, 2000). Por lo tanto, los veranos cálidos/frescos se asocian con precipitaciones por debajo/arriba de la media (Rusticucci & Penalba, 2000). Las precipitaciones acumuladas en el ciclo del cultivo (Septiembre-Febrero) se han relacionado significativamente de manera inversa con la temperatura máxima media ($r = -0.33$; $p = 0.05$) y con la amplitud térmica ($r = -0.38$; $p = 0.03$).

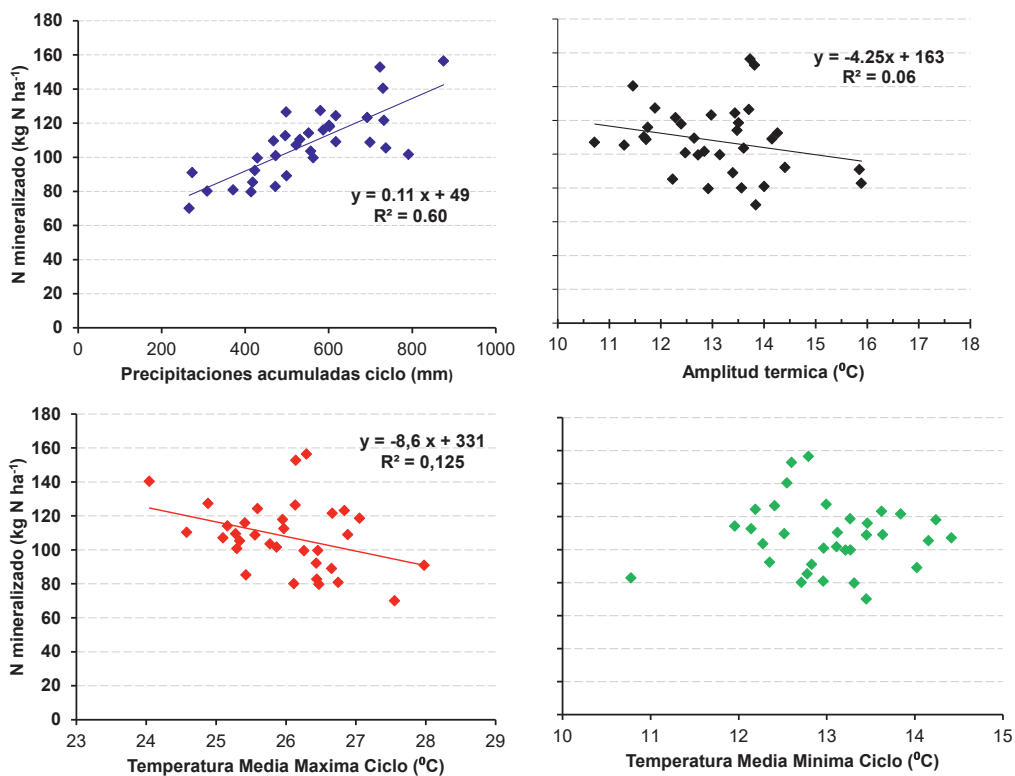


Figura 33. Relación del N mineralizado (kg N ha⁻¹) simulado para 38 sitios intraparcela y las variables climáticas de la serie histórica (1981-2014): Precipitaciones acumuladas, amplitud térmica, temperaturas máximas y temperaturas mínimas del ciclo del cultivo.

A medida que aumentan las precipitaciones acumuladas mayor ha sido la cantidad de N mineralizado durante el ciclo, siendo el principal factor climático que regula al N mineralizado durante el ciclo del cultivo de maíz para estos suelos (Figura 33 A).

4.3.6.- PROBABILIDAD ACUMULADA DE OCURRENCIA DE N MINERALIZADO (N_{AP}) A ESCALA INTRAPARCELA

La inclusión de la serie climática permite evidenciar que cada sitio del lote responde de manera diferente a las variaciones de temperaturas y precipitaciones anuales en el N mineralizado. Las simulaciones del comportamiento del cultivo de maíz en cada escenario climático pusieron en evidencia la respuesta diferencial a escala de parcela en la cantidad de N mineralizado (Figura 34).

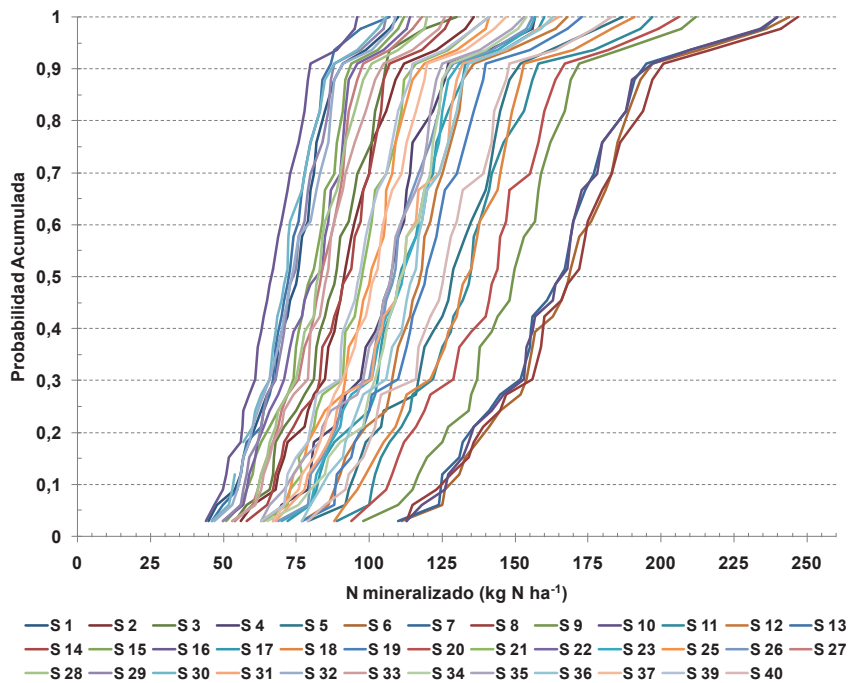


Figura 34. Probabilidad (frecuencia) acumulada del N mineralizado durante el cultivo de maíz en distintos sitios intraparcela (Serie histórica 1981-2014).

Del análisis general de los datos se observa un comportamiento disímil entre sitios, derivado de la variabilidad intraparcela de las características edáficas y topográficas existentes. Los sitios ubicados a la izquierda de la Figura 34, presentan no solo una menor cantidad de N mineralizado sino también una menor variabilidad frente a la variabilidad climática. Para estos sitios se alcanza en promedio 65 kg N ha^{-1} , del N mineralizado en el 50 % de los años con un CV= 20%. En cambio, los sitios ubicados hacia la derecha de la Figura 34, muestran en promedio 170 kg N ha^{-1} de N mineralizado, en el 50 % de los años y además una mayor variabilidad interanual expresada por la mayor pendiente de la curva de probabilidad acumulada.

Las causas principales que podrían explicar el diferente comportamiento entre sitios son las características altimétricas, contenido de materia orgánica y textura de los suelos. La cantidad de agua disponible para la transpiración de los cultivos depende en primer lugar de las precipitaciones. Sin embargo, el tipo de suelo - a través de su capacidad de retención y almacenamiento de agua juegan un papel de gran importancia en la determinación de los balances hídricos (Quiroga *et al.*, 2005; Damiano, 2008).

La probabilidad acumulada al 5; 25; 50; 75 y 95 % del contenido de N mineralizado para la serie histórica se relacionó principalmente con la concentración de arena con un R^2 promedio de 79% (Figura 35); la concentración

de C orgánico con un R^2 de 92% (Figura 36) y la cota altimétrica con un R^2 promedio de 29% (Figura 37).

El N mineralizado disminuye al aumentar la proporción de arena en los suelos. La variabilidad a escala de parcela de la concentración de arena se presenta en el rango de 44 y 73%. Cuando la concentración de arena fue menor mayores diferencias entre los valores alcanzados para cada probabilidad acumulada (Figura 35).

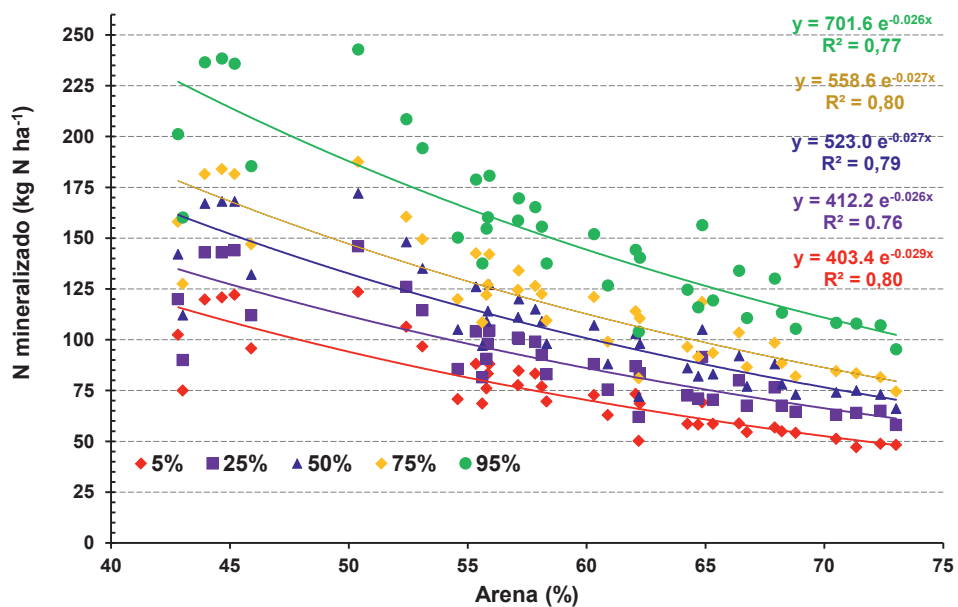


Figura 35. Probabilidades del N mineralizado simulado (5; 25; 50; 75 y 95 % de la probabilidad acumulada) según la concentración de arena de los sitios intralote.

Por consiguiente, sitios que presentan 44 % de arena la cantidad de N mineralizado varío entre 120 y 235 kg N ha⁻¹ para el 5% y el 95% de la

probabilidad acumulada. Para estas situaciones solo en el 5% de los años podría tener valores inferiores a 120 kg N ha⁻¹ y sólo en el 5 % de los años se presentarían valores superiores a 235 kg N ha⁻¹ (Figura 35).

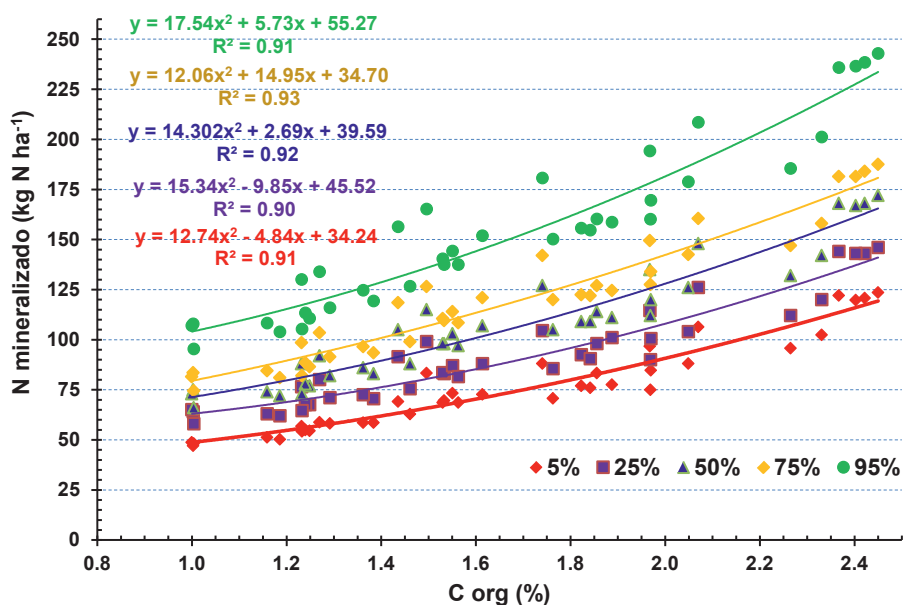


Figura 36. Probabilidades del N mineralizado (5; 25; 50; 75 y 95 % de la probabilidad acumulada) según la concentración de C orgánico de los sitios intralote.

La cantidad de N mineralizado ha aumentado con la concentración de C orgánico (Figura 36). La variabilidad del C orgánico a escala de lote fue de 1 % a 2,5%. Cuando los sitios presentan C orgánico del 1 % la probabilidad de alcanzar valores de N mineralizado (N_{ap}) superiores a 105 kg N ha⁻¹ ha sido sólo del 5 %. Por otro lado, en un 95% de los años han alcanzado valores superiores a 50 kg N

ha⁻¹. En cambio, en el extremo superior de C orgánico registrado (2,4%) la cantidad mínima es de 120 kg N ha⁻¹ y solo se logran valores superiores a 240 kg N ha⁻¹ en solo un 5 % de los casos.

Los sitios ubicados en las posiciones de loma muestran menores contenidos de N mineralizado y también menor rango de variabilidad, siendo los límites de 47 a 108 kg N ha⁻¹. En cambio, en las posiciones más bajas del lote, el aporte de N mineralizado durante el ciclo del cultivo es mayor, con un rango de 105 a 190 kg N ha⁻¹ (Figura 37).

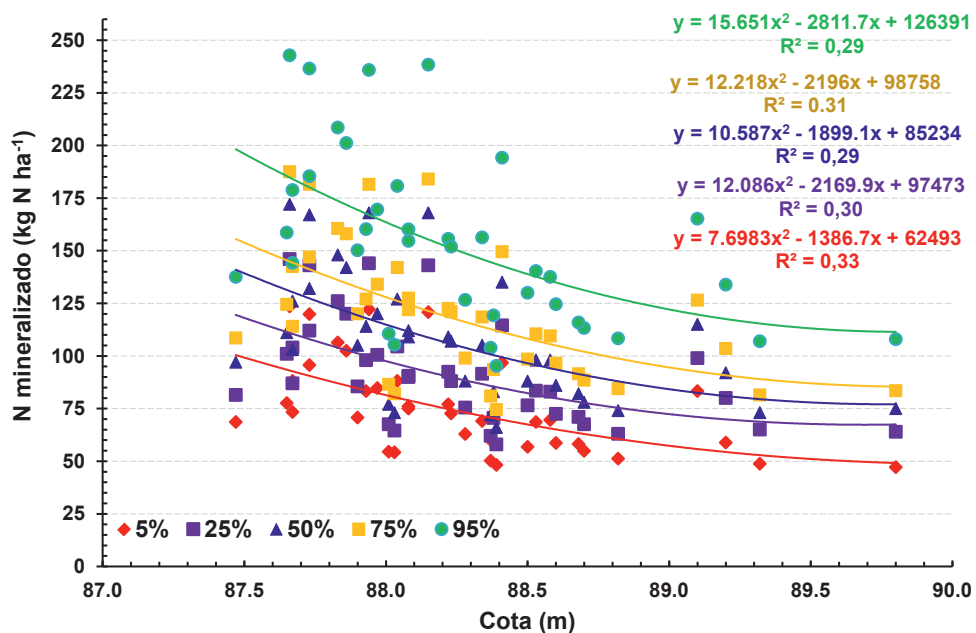


Figura 37. Probabilidades del N mineralizado (5; 25; 50; 75 y 95 % de la probabilidad acumulada) según la posición altimétrica de los sitios a escala intralote.

El N mineralizado a escala intraparcela presentó variabilidad temporal. Los sitios de mayor calidad de suelo (menor arena y mayor carbono orgánico) ubicados en las posiciones más bajas de la parcela han presentado mayor variabilidad temporal.

4.4.- CONCLUSIONES

El modelo CERES-N simuló el N mineralizado durante el ciclo del cultivo de maíz para la zona en estudio con un error promedio del 20%, mostrando sensibilidad a los cambios de sitios a escala intraparcela, preferentemente relacionados con la cantidad del sustrato a mineralizar y la capacidad de almacenamiento de agua. El parámetro SLNF igual a 2,5 ha sido seleccionado en la calibración de estos sitios a escala intraparcela.

El modelo de predicción de N mineralizado a través de los parámetros de la mineralización, N_0 y k_0 ha permitido estimar la variabilidad del N mineralizado a escala de lote pero con menor nivel de predicción que el modelo de simulación CERES-N.

El análisis de la variabilidad temporal del N mineralizado a escala de parcela, permite estimar la probabilidad de ocurrencia de niveles de aportes por esta vía. Los sitios con mayor calidad de suelo han mostrado una mayor variabilidad temporal relacionada principalmente con la concentración de arena y carbono orgánico.

Los resultados obtenidos con un manejo optimizado de los insumos sugieren la conveniencia del ajuste de las prácticas agronómicas por zonas, más aun en ambientes más productivos. En consecuencia, el modelo CERES-N v.3.5 subrutina Godwin, se presenta como una herramienta promisoría para estimar el aporte de N mineralizado durante el ciclo del cultivo y por ende para apoyar las decisiones de ajustar la dosis de N de la fertilización variable a escala de parcela.

Como recomendación práctica surge de este capítulo que es necesario tener en cuenta las diferencias en calidad de sitio intraparcela para recomendar la fertilización N del cultivo. Asimismo, la aplicación de prácticas de manejo variable según los distintos ambientes requiere tener cuenta además la probabilidad de ocurrencia de años húmedos y años secos para poder prever el impacto sobre la cantidad de N mineralizado durante te el ciclo del cultivo.

4.5.- BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R & H S Steinbach. 2011. Modelling Apparent Nitrogen Mineralization under Field Conditions Using Regressions and Artificial Neural Networks. *Agron. J.* 103:1159-1168.
- Álvarez, R. 2015. Fertilidad de suelos y fertilización en la Región Pampeana. Ed Editorial Facultad de Agronomía UBA. 485 pp.
- Benbi, D K & J Richter. 2002. A critical review of some approaches to modelling nitrogen mineralization. *Biol Fertil Soils* 35: 168-183.
- Bremner, J M & C S Mulvaney. 1982. Nitrogen Total. En: Page AL (Ed.) *Methods of Soil Analysis*. Pp. 595-622. Wisconsin. Estados Unidos.
- Bushong, J T; RJ Norman; W J Ross; N A Slaton, C E Wilson & E E Gbur. 2007. Evaluation of several indices of potentially mineralizable soil nitrogen. *Commun.in Soil Sci. and Plant Anal.* 38: 2799-2813.
- Cabrera, M L. 1993. Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. *Soil Sci Soc Am J* 57:63–66
- Cabrera, M L & D E Kissel. 1988a. Potentially mineralizable nitrogen in disturbed and undisturbed soil samples. *Soil Sci Soc Am J* 52:1010–1015
- Cabrera, M L & D E Kissel. 1988b Length of incubation time affects the parameter values of the double exponential model of nitro-gen mineralization. *Soil Sci Soc Am J* 52:1186–1187
- Cabrera, M L; M F Vigil & D E Kissel. 1994. Potential nitrogen mineralization: laboratory and field evaluation. *In: Havlin, J.L. Jacobson, J.S. (Eds). Soil Testing: prospects for improving nutrient recommendations. SSSA Special Publication Number 40 SSSA, Madison, Wi., pp. 15-30.*
- Chan, K Y. 1997. Consequences of changes in particulate organic carbon in vertisols under pasture and cropping. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1376-1382.
- Chen, F; D E Kissel; L West & W Adkins. 2000. Field-Scales mapping of surface soil organic carbon using remotely sensed imagery. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 746-753.

- Campbell, C A; Y W Jame; A Jalil & J Schoenau. 1997. Use of hot KCl-NH₄-N to estimate fertilizer N requirements. *Can. J. Soil Sci.* 77:161–166.
- Cassman, K G; A Dobermann & D Walters. 2002. Agroecosystems, N use efficiency and N management. *Ambio.* 31:132-140.
- Curtin, D & C A Campbell. 2008. Mineralizable nitrogen. *In.* Soil Sampling and Methods of Analysis. (M. R. Carter and E. G. Gregorich, Eds.), pp. 599–606. CRC Press, Boca Raton, FL
- Damiano, F. 2008. Predicción del agua disponible en suelos pampeanos a través de funciones de pedotransferencia. p. 181-198. *En:* Taboada, M. A (ed.). Fertilidad física de los suelos. Ed. Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Dessureault-Romppe, J; B J Zebarth; D L Burton; M Sharifi; J M Cooper & C A Grant. 2010. Relationships among mineralizable soil nitrogen, soil properties, and climatic indices. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74: 1218–1227.
- Di Napoli, M R & J H González Montaner. 1997. Parámetros del modelo de balance de nitrógeno para el cultivo de maíz en el sur de la provincia de Santa Fe. VI Congreso Nacional de maíz (Argentina): 166-172.
- Echeverría, H E & R Bergonzi. 1995. Estimación de la mineralización de nitrógeno en suelos del sudeste bonaerense. *Boletín Técnico* 135. Est. Exp. Agrop. INTA Balcarce. 15pp.
- Echeverría, H; N San Martín & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. *Ciencia del Suelo.* 18:9-16.
- Egelkraut, T M, Kissel. D E., Cabrera, M L & W Adkins. 2003. Predicting N mineralized in a Georgia Coastal Plain field. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 66: 1-12.
- Forte Lay, J A, O E Scarpati & A D Capriolo. 2008. Precipitation variability and soil water content in pampean flatlands (*Argentina*). *Geofísica Internacional* 47: 341-354.

- Forte Lay, J A, O E Scarpati & A D Capriolo. 2009. The 2000-2002 flood event in Buenos Aires province, Argentina. *Journal of Flood Engineering* 1: 29-40 Serial Publications, India.
- Fox, R H & W P Piekielek. 1978a. Field testing of several nitrogen availability indexes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42: 747–750.
- Fox, R H & W P Piekielek. 1978b. A rapid method for estimating the nitrogen-supplying capability of a soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42: 751–753.
- Fox, R & W P Piekielek. 1984. Relationships among anaerobically mineralized nitrogen, chemical indexes, and nitrogen availability to corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48, 108–1090.
- Franzluebbers, A J; R L Haney; C W Honeycutt; H H Schomberg & F Hons. 2000. Flush of carbon dioxide following rewetting of dried soil relates to active organic pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 613–623.
- Franzluebbers, A J; R L Haney; CW Honeycutt; MA Arshad; H H Schomberg & F Hons. 2001. Climatic influences on active fractions of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1103–1111
- Gianello, C & J M Bremner. 1986a. A simple chemical method of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 17: 195-214.
- Gianello, C & J M Bremner. 1986b. Comparison of Chemicals methods of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Commun.in Soil Sci. Plant Anal.* 17: 215-236.
- Godwin, D C & C A Jones. 1991. Nitrogen dynamics in soil-plant systems. In: Hanks, J. Ritchie, J.T. (Eds.) *Modeling plant and soil systems.* Agron. Monogr. 31. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI, pp. 287-322
- Godwin, R J & P C Miller., 2003. A review of the technologies for mapping within-field variability. *Biosystems Engineering* 84: 393-407.
- Gregoret, M C; J Dardanelli; R Bongiovanni & M Diaz Zorita. 2006. Modelo de respuesta sitio-específica del maíz al nitrógeno y agua edáfica en un Haplustol. *Ciencia del Suelo* 24:147-159

- González Prieto, S J; M C Villar; M Carballas & T Carballas. 1992. Nitrogen mineralization and its controlling factors in various kinds of temperate humid-zone soils . *Plant and Soil* 144: 31-44,
- Griffin, T S. 2008. Nitrogen availability. *In* Nitrogen in Agricultural Systems. Agronomy Monograph 49. J. S. Schepers & W. R. Raun (eds.), pp. 613–646. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
- Hall, G F & C G Olson. 1991. Predicting variability of soils from landscape models. En: Mausbach M J & Wilding L P S (Eds). *Spatial variabilities of soils and landforms*. SSSA Special publication Number 28. Madison, WI, USA.. 270pp.
- Hassink, J. 1992. Effects of soil texture and structure on carbon and nitrogen mineralization in grassland soils. *Biol Fertil Soils* 14:126-134
- Hassink, J. 1994. Active organic matter fractions and microbial biomass as predictors of N mineralization. In: Neeteson JJ, Hassink J (eds) *Nitrogen mineralization in agricultural soils*. AB-DLO, Haren, pp 1–15
- Houba, V G; A Novozamsky; W Huybregts & JJ van der Lee. 1986. Comparison of soil extractions by 0.01 M CaCl₂, by EUF and by some conventional extraction procedures
- Inman, D R; D G Khosla; G Westfall & R Reich. 2005. Nitrogen uptake across site specific management zones in irrigated corn production systems. *Agronomy J.* 97: 169-176
- Jones, J W; G Y Tsuji; G Hoogenboom; L A Hunt; P K Thornton; P W Wilkens; D T Imamura; W T Bowen & U Singh. 1998. Decision support system for agrotechnology transfer; DSSAT v3. *In*: Tsuji, G.Y., Hoogenboom, G., Thornton, P.K. (Eds.), *Understanding Options for Agricultural Production*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, pp. 157 /177.
- Jones, J W; G Hoogenboom; C H Porter; K J Boote; W D Batchelor; L A Hunt; P W Wilkens; U Singh; A J Gijsman & J T Ritchie. 2003. The DSSAT cropping system model. *Europ. J. Agronomy* 18: 235-265

- Kay, B D; A A Mahboubi; E G Beauchamp & R S Dharmakeerthi. 2006. Integrating soil and weather data to describe variability in plant available nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1210-1221.
- Keeney, D R & D W Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. En A.L. Page et al (ed) *Methods of Soil Analysis. Part 2 Agron. Monog 9 ASA and SSSA*, Madison, Wisconsin, EEUU. p: 643-698.
- Kravchenko, A N & D G Bullock. 2000. Correlation of corn and soybean grain yield with topography and soil properties. *Agronomy J.* 92: 75-83
- Linn, D M & J W Doran. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 1267-1272.
- López de Sabando, M J; Díaz-Zorita M.; Mousegne F & P Mercuri. 2008. Zonas de Manejo agrícola en Argiudoles: Comparación entre metodologías de delimitación. CD-XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes (SL), Argentina.
- Luce, MS; J K Whalen; N Ziadi & B J Zebarth. 2011. Nitrogen dynamics and indices to predict soil N supply in humid temperate soils. *Advances in Agronomy* 112: 55-102.
- Manzoni, S & A. Porporato. 2009. Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales. *Soil Biology & Biochemistry* 41: 1355–1379.
- Marban, L. 2005. Tecnologías em análisis de suelos. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. Pág. 131-138. Buenos Aires, Argentina.
- Mercau, J; E Satorre, *et al.* 2001. Evaluación a campo del comportamiento del modelo Ceres en cultivos de maíz del norte de la provincia de Buenos Aires. *Proceedings of VII Congreso Nacional de Maíz*, Pergamino, Argentina.
- Meisinger, J J. 1984. Evaluating plant-available nitrogen in soil crops system. *In:* Hauck, RD (Ed.) *Nitrogen in crop production*. ASA-CSSA-SSSA. Wisconsin.
- Muschietti Piana, M P & M M Zubillaga. 2014. Agricultura de precisión y GEI: efecto de la fertilización nitrogenada. *En:* Suelos, producción agropecuaria y cambio

- climático: Avances en Argentina. Eds. Pascale Medina, Zubillaga & Taboada. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. 20p ISBN 9789871873241
- Myers, R J; C A Campbell & K L Weier. 1982. Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. *Can J Soil Sci* 62:111–124
- Nayyar A; B. Singh & Y. Singh. 2006. Nitrogen supplying capacity of soils for rice and wheat and nitrogen availability. Indices in soils of Northwest India. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 37:961–976.
- Niborski, M. & P Urdapilleta. 1991. Reconocimiento y caracterización de los suelos del establecimiento Las Balas. Capacidad de uso de las tierras. Bases para la planificación de su uso y manejo. LIAG Argentina S.A.. Tecnisuelo S.R.L. Partido de Leandro N. Alem. Provincia de Buenos Aires.
- Page, AL. 1982. Methods of soil analysis. Chemical and microbiological properties. 2^o ed. (Part2), in the series Agronomy. American Society of Agronomy, Inc. SSSA, Inc. Publisher, Madison, Wisconsin, USA, 1159pp.
- Picone, L I; M L Cabrera & A J Franzluebbbers. 2002. A rapid method to estimate potentially mineralizable nitrogen in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 1843–1847.
- Reussi Calvo, N; H Sainz Rozas; H E Echeverría & A Berardo. 2013. Contribution of anaerobiosis incubated nitrogen to the diagnosis of nitrogen status in spring wheat. *Agron. J.* 105: 321-328.
- Ritchie, JT. 1998. Soil water balance and plant stress. *In*: Tsuji, G.Y., Hoogenboom, G., Thornton, P.K. (Eds.), *Understanding Options for Agricultural Production*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 41 /54
- Robertson, M J; G. Lyle & J W Bowden. 2008. Within-field variability of wheat yield and economic implications for spatially variable nutrient management. *Field Crops Research* 105: 211–220
- SAGyP-INTA. 1989. Mapa de Suelos de la Provincia de Buenos Aires, escala 1:500.000. 527pp, Bs. As. Argentina.

- Salvagiotti, F. & J. Castellarín. 2003. El modelo de simulación CERES como herramienta en el diagnóstico de la fertilización nitrogenada en trigo. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 17.
- Schomberg, H H; S Wietholter; T S Griffin; D W Reeves; M L Cabrera; et al. 2009. Assessing indices for predicting potential nitrogen mineralization in soils under different management systems. *Soil Sci. Soc.Am.J.* 73: 1575-1586.
- Sharifi, M., Zebarth, B., Burton, D., Grant, C., Porter, G., Cooper, J., Leclerc, Y; 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 Soil* 301: 203-214.
- Sharifi, M; B J Zebarth; Burton D L; Grant C A & J M Cooper. 2007b .Evaluation of some indices of potentially mineralizable nitrogen in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 1233-1239.
- Sharifi, M, B J Zebarth; D L Burton; C A Grant; S Bittman; C F Drury; B McConkey & N Ziadi. 2008. Response of potentially mineralizable soil nitrogen and indices of nitrogen availability to tillage system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 1124-1131.
- Rice, C W & J L Havlin. 1994. Integrating mineralizable nitrogen indices into fertilizer nitrogen recommendations. *In: Havlin J L, Jacobsen, J S (eds) Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations. SSSA Sp. Pub. 40. Soil Sci. Soc. Am., Madison Wisconsin, EEUU.* pp. 1-13..
- Ritchie, S & J J Hanway. 1982. How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology.
- Ros, G H; E J Temminghoff & E Hoffland. 2011. Nitrogen mineralization: a review and meta-analysis of the predictive value of soil tests. *European J. of Soil Sci.* 62: 162-173.
- Rusticucci, M & O. Penalba. 2000. Interdecadal changes in the precipitation seasonal cycle over Southern South America and their relationship with surface temperature. *Climate Research* 16: 1-15.

- Sanahuja, M E, H M Redel & M M Zubillaga. 2015. Fertilización variable de N a escala lote y las emisiones GEI. 5to. Congreso de Ciencias Ambientales, Buenos Aires. COPIME. 6 pág.
- Satorre, E, 2000. Production systems in the Argentine Pampas and their ecological impact. *In*: Solbrig, O.T., Paarlberg, R., di Castri, F. (Eds.), *Globalization and the Rural Environment*. Harvard University Press, Cambridge, MA, pp. 81-101.
- Scarpatti, O E; J A Forte Lay & A D Capriolo. 2008. La inundación del año 2001 en la Provincia de Buenos Aires, Argentina, *Mundo Agrario*, Centro de Estudios Rurales, UNLP. 9, 17 [<http://www.mundoagrario.unlp.edu.ar/>]
- Scarpatti, O E & A D Capriolo 2013. Sequias e inundaciones en la provincia de Buenos Aires y su distribución espacio-temporal. *Investigaciones Geográficas* 82: 38-51
- Serna, M D & F Pomares. 1992. Nitrogen mineralization of sludge amended soil. *Bio. Resource Techno.* 39:285–290.
- Stanford, G & S J Smith. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc.Am.J.* 36: 465-472.
- Stanford, G; M H Frere & D H Schwaninger. 1973. Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. *Soil Sci.* 115: 321-323.
- Stanford, G & E Epstein. 1974. Nitrogen mineralization water relations in soils. *Soil Sci Soc Am Proc* 38:103–106.
- Statistix. 2003. Statistix 8. User's Manual. Analytical Software. (Tallahassee, Florida).
- Studdert, G A; L S Carabaca & H E Echeverria 2000. Estimation of soil nitrogen mineralization for spring wheat in different crop sequences. *Ciencia del Suelo.* 18:17-27.
- Tilman, D. 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proc. Nat. Acad. Sci USA* 96: 5995-6000.
- Tilman, D; K G Cassman; P A Matson; R Naylor & S Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671-677.

- Travasso, M I & G O Magrin. 1998. Utility of CERES-Barley under Argentine conditions. *Field Crops Research* 57: 329:333.
- Travasso, M I & R Delécolle . 1995. Adaptation of the CERES-Wheat model for a large area yield estimation in Argentina. *European J. of Agronomy* 4: 347:353.
- Vázquez Amabile, G, M Gonzalo, M. Pella, G. Cueto & S. Galbusera. 2013 Evaluation of the Variable Rate Fertilization in winter crops for shallow soils using depth-soil mapping and crop simulation models in southeastern Pampas, Argentina. 2013 ASABE Annual International Meeting. Kansas City, Missouri EEUU. <http://elibrary.asabe.org/techpapers.asp?confid=miss2013>.
- Velthof, O & G L Oenema. 2010. Estimation of plant-available nitrogen in soils using rapid chemical and biological methods *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 41: 52-71.
- Wang, W; C J Smith; P M Chalk & D Chen. 2001. Evaluating chemical and physical indices of nitrogen mineralization capacity with an unequivocal reference. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 368–376.
- Waring, S A & J M Bremner, 1964. Ammonium production in soil under water logged condition as an index of nitrogen availability. *Nature* 201: 251-252.
- Wilding, L P & L R Drees. 1983. Spatial variability and pedology. *In: Wilding L P, Smeck N E, Hall G F (Eds.). Pedogenesis and Soil Taxonomy: I. Concepts and Interactions.* Elsevier, Amsterdam. pp.83–116.
- Whitmore, A P. 1991. A method for assessing the goodness of computer simulation of soil processes. *J. Soil Sci.* 42: 289-299.
- Zebarth, B J; C Dury; N Tremlay & A N Cambouris. 2009. Opportunities for improved fertilizer nitrogen management in production of arable crops in eastern. Canada: A review. *Can. J. Soil Sci.* 89:113–132.
- Zelenev, V.; A H van Bruggeny & A Semenov. 2005. Modeling wave-like dynamics of oligo trophic and copiotrophic bacteria along wheat roots in response to nutrient input from a growing root tip. *Ecological modelling* 188: 404-417

- Zubillaga, M M; J Sierra & L Barberis. 1991. Nitratos em un suelo cultivado con trigo: Variabilidad espacial e influencia del cultivo antecesor. Turrialba 41: 217-222.
- Zubillaga, M M; M L Cabrera; D Kissel & J Rema. 2007. Modelling field scale N mineralization in coastal Plain soil. Ecological Modelling 207: 243-250.
- Zubillaga, M M; M López de Sabando; M S Zubillaga & M V Vilches. 2009. Nitrógeno potencialmente mineralizable en zonas diferenciales de manejo en un lote de producción de trigo en San Antonio de Areco. En Avances en Ingeniería Rural 2007-2009. X Congreso Argentino de Ingeniería Rural y II del Mercosur. Rosario, Santa Fé. Septiembre 2009: 500-504
- Zubillaga, M M; M L Cabrera & N Vaio. 2009. Spatial variation of potentially mineralizable nitrogen within a field. Proceedings of 16th Nitrogen Workshop. Turin, Italy.
- Zubillaga, M M, E Mosso & H M Redel. 2012. Nitrogen mineralization variability at field using vegetation spectral indices. En: Proceedings ASA, CSSA, SSSA International Annual Meetings [Ohio, Estados Unidos].
- Zubillaga, M M & H M Redel. 2015. Cap.22. Fertilización variable a escala de lote. En Fertilidad de Suelos y Fertilización en la Región Pampeana. Ed. R.Alvarez. Ed. Facultad de Agronomía UBA, Argentina Pag 431-443 ISSN 978-987-3738-03-6

CAPITULO V

CONSIDERACIONES FINALES

Actualmente existe una evolución en el enfoque de la gestión de los cultivos a escala de parcela. La implementación de la fertilización variable de N requiere un aumento en la resolución y análisis de los procesos que afectan la disponibilidad de N para los cultivos. Según la heterogeneidad de la parcela y la capacidad de resolución de la tecnología de gestión se definen las zonas de manejo (ZM) como sub-regiones con similares factores limitantes de la productividad de los suelos (Moral *et al.*, 2011). La caracterización y delimitación de la heterogeneidad de subzonas a escala parcela modifica la escala de resolución del manejo de la disponibilidad de nutrientes. A medida que se delimitan mayor número de subzonas intraparcela se tiende a sistemas de mayor precisión en la resolución de problemáticas a resolver, ej el manejo de los nutrientes (Figura 11).

En este sentido, el uso de fertilizantes debe adecuarse a los procesos relacionados con la provisión de nutrientes. En los sistemas agrícolas de bajos insumos la provisión de nitrógeno por medio de la mineralización es el principal proceso por el cual este nutriente se encuentra disponible para los cultivos estivales (Cabrera, 1993, 2007; Laakso *et al.*, 2000). La tipología de la sub-zona de manejo intraparcela origina dos esquemas en el manejo de la fertilización a escala de parcela: la fertilización por ambientes (capítulo 2) y la fertilización sitio específica (capítulo 3).

Los sistemas de recomendación de nitrógeno, generalmente representados por modelos simplificados (Schepers & Meisinger, 1994), definen a la dosis de N como la diferencia entre la demanda de N por el cultivo y la oferta de N por el suelo. La demanda depende principalmente del rendimiento objetivo de producción y la oferta del N disponible, representado por el N inorgánico a la siembra y del N mineralizado durante el ciclo del cultivo. La predicción de la mineralización aparente de N (Nap) durante la estación del cultivo, en condiciones de campo suele ser difícil, pero algunos modelos empíricos han sido desarrollados utilizando métodos de regresión lineal (Heumann *et al.*, 2011, Alvarez & Steinbach, 2011). Sin embargo, la variabilidad espacial de la mineralización de N, incluso dentro de una parcela, representa un problema potencial en su estimación. Estas incertidumbres pueden provocar pérdidas económicas para los productores y las consecuencias perjudiciales para el medio ambiente (Muschiatti Piana *et al.*, 2013; Muschiatti Piana & Zubillaga, 2014).

Las características geomorfológicas de la Pampa Interior Plana denominada también Pampa Arenosa son típicamente onduladas. y se destaca la variabilidad en la disponibilidad de agua y nutrientes en pequeñas superficies predominando Hapludoles Énticos en las lomas, y Hapludoles Típicos en los bajos (Salazar Lea Plaza & Moscatelli, 1989; Niboski & Urdapilleta, 1991).

En Argentina, la adopción de esta tecnología va desarrollándose a través de distintas etapas donde se requiere un aumento de resolución en el muestreo de

suelo y vegetal, predominando hasta entonces las herramientas que gestionan el manejo variable por ambientes discretos. Por lo tanto, se propone en esta Tesis abordar el estudio de la variabilidad de la mineralización de N en diferentes subzonas delimitadas a escala de parcela, con el fin de brindar herramientas para aumentar la resolución de la recomendación de fertilización variable de N.

En el **capítulo 2**, el objetivo fue identificar los principales factores que regulan el N mineralizado en subzonas discretas a escala de parcela preseleccionadas por la altimetría relativa. El estudio se realizó a nivel lote durante 6 campañas agrícolas (2003/04; 2004/05; 2009/10; 2010/2011; 2011/12 y 2012/13) en diferentes sitios de la Pampa Interior Plana. A escala de parcela, se delimitaron 3 subzonas según la posición altimétrica del terreno, llevándose a cabo muestreos intensivos de suelo y cultivo por subzona para cuantificar el N mineralizado aparente por balance de masas (Nap) y su relación con variables climáticas, edáficas, altimétricas y espectrales del cultivo. El N mineralizado aparente varió entre 217 a 1019 g N ha⁻¹d⁻¹ con una media de 658 g N ha⁻¹ d⁻¹. Se proponen varios modelos con buenos ajustes para ser aplicados según la información disponible preexistente. El modelo de predicción que incluye la concentración limo en el suelo y el índice de precipitación del período septiembre-noviembre fue la primera opción sugerida. Estas variables explican el 62% de la variabilidad en el N mineralizado aparente diario para el conjunto de datos del set de entrenamiento con una precisión del 84% (RMSE= 92 g N ha⁻¹ d⁻¹). También a partir de otras variables de sitio, se obtuvieron relaciones consistentes, pero es de destacar el

comportamiento del índice de vegetación NDVI capturado en 6 u 8 hojas expandidas del cultivo de maíz que ha explicado el 46 % de la variabilidad del N mineralizado aparente diario con una precisión del 60% (RMSE= 147 g N ha⁻¹ d⁻¹).

En el **capítulo 3**, se evalúa la variabilidad de la mineralización aparente de N (Nap) a una mayor escala de resolución y la validez de incluir la autocorrelación espacial en los modelos de predicción a través de atributos de sitio (suelo, cultivo, altimetría). Los modelos lineales mixtos permiten capturar la estructura de covarianza de la distribución espacial de los residuos de los modelos. Se realizó un muestreo sistemático en grilla regular equidistante a 25 m distribuidos en 10 filas (paralelas a la pendiente principal) y 5 columnas (perpendiculares a la pendiente principal) abarcando una superficie de 7,6 ha sobre un cultivo de maíz en la localidad de Daireaux durante la campaña agrícola 2009/10. El modelo requirió la inclusión de una función para modelar la correlación espacial cuando la predicción de Nap fue realizada a partir de la concentración de arena y/o nitrógeno potencialmente mineralizable. Por consiguiente, los parámetros de los modelos de predicción de Nap a escala intraparcela han sido reestimados (REML) por presentar estructura espacial (Tabla 11). En cambio, los modelos predictivos para estimar Nap a escala de lote no presentaron autocorrelación de los residuos para las variables topográficas y radiométricas (Figura 21). Por lo tanto, los modelos de estimación de Nap a partir de datos altimétricos y de reflectancia del cultivo capturada a través del índice del desplazamiento del borde rojo capturado en 10 hojas expandidas del cultivo de maíz (REIP_{v10}) no han requerido reestimación de

parámetros por autocorrelación espacial. Por consiguiente, se propone valida la estimación de los parámetros del modelo a partir de modelos de regresión lineal ordinarios (Tabla 9).

En el **capítulo 4** se aborda el análisis de la variabilidad temporal del N mineralizado a escala de parcela con la subrutina del modelo de simulación CERES-N (Godwin & Jones, 1991). Los datos para la calibración y validación del modelo provienen de una grilla regular (60 m x 40 m) de la campaña de maíz 2004/05 en la localidad de Vedia. El modelo CERES-N simuló el N mineralizado durante el ciclo del cultivo de maíz para la zona en estudio con un error promedio del 20%, mostrando sensibilidad a los cambios de sitios a escala de parcela, preferentemente relacionados con la calidad del sustrato a mineralizar y la capacidad de almacenamiento de agua (Figura 28). El parámetro SLNF ajusta la mineralización a partir de la materia orgánica del suelo y fue usado con un valor de 2,5 en la calibración (Figura 29). La predicción de Nap a partir de los parámetros de la mineralización, N_0 y la tasa de mineralización, k_0 han permitido estimar la variabilidad del N mineralizado a escala de lote pero con menor nivel de predicción que el modelo de simulación CERES-N (20 % versus 28 a 30 %). El análisis de la variabilidad temporal del N mineralizado a escala de lote, permite estimar la probabilidad de ocurrencia de niveles de aportes por esta vía. El N mineralizado presentó variabilidad temporal (Figura 32): los sitios de mayor calidad de suelo (menor arena y mayor carbono orgánico) ubicados en las posiciones más bajas de la parcela con mayor almacenamiento de agua y contenido de sustrato a

mineralizar son los que muestran mayor variabilidad temporal en la cantidad de Nap. Estos sitios han registrado valores promedio de 170 kg N ha^{-1} de N mineralizado, en el 50 % de los años y además una mayor variabilidad interanual expresada por la mayor pendiente de la curva de probabilidad acumulada (Figura 34). Por otro lado, los sitios de menor calidad han alcanzado valores medios de 65 kg N ha^{-1} , del N mineralizado en el 50 % de los años con un CV= 20% (Figura 34).

5.1.- LOS APORTES MÁS DESTACADOS DE ESTE TRABAJO DE TESIS SE RESUMEN A CONTINUACIÓN

- N mineralizado a escala de parcela en zonas de manejo discretas segregadas por posicionamiento altimétrico. Los principales factores que regularon la cantidad de N mineralizada aparente en el cultivo de maíz han sido la concentración de limo y las precipitaciones acumuladas desde septiembre a noviembre. A diferencia de otras zonas pampeanas en las que han predominado la fracción arena (Pampa Semiárida) y la fracción arcilla (Pampa Ondulada y Pampa Austral húmeda).
- La variabilidad del N mineralizado a escala de parcela para la gestión de zonas de manejo de mayor resolución espacial necesitan el estudio de la autocorrelación espacial en modelos mixtos para validar el supuesto de independencia espacial de los residuos de los modelos predictivos de Nap.
- Se propone a los índices espectrales capturados en etapas tempranas del cultivo como predictores promisorios de la variabilidad del Nap a escala

intraparcela permitiendo ajustar los valores según las características propias de la campaña del cultivo a fertilizar.

- Se calibró y validó el modelo CERES-N para la estimación de N mineralizado aparente a escala de parcela con resultados satisfactorios, abordando el análisis de la variabilidad temporal y su asociación a variables de sitio.

5.2.- POSIBILIDADES DE INVESTIGACIÓN PARA EL FUTURO

Las actividades realizadas en esta Tesis permitieron identificar distintos aspectos que merecen atención en el futuro. Una cuestión relevante es el escalado de los resultados observados a nivel de parcela.

1) Validar con una red experimental más numerosa los modelos de predicción de la mineralización aparente de N durante el cultivo de maíz para extrapolar los resultados a una mayor superficie.

Interrogante

¿Los modelos de estimación de la oferta de N (Nap) que contemplan variables edáficas y espectrales son válidos para ser utilizadas a escala de parcela en la Pampa Interior Plana Occidental?

Hipótesis

Las relaciones funcionales utilizadas en los modelos de predicción del nitrógeno mineralizado a campo (Nap) durante el ciclo del cultivo de maíz son consistentes para ser extrapolables a otros sitios de la región en estudio.

2) Relacionar la variabilidad intraparcela de los parámetros de la mineralización de N y la respuesta a la fertilización nitrogenada

Interrogante

¿Cómo la variabilidad intraparcela de la dinámica del proceso de mineralización se vincula con la respuesta a la fertilización N?

Hipótesis

La inclusión del término de la mineralización en los sistemas de recomendación de la fertilización N mejora el diagnóstico de la fertilización nitrogenada a una escala de mayor resolución.

3) Evaluarla eficiencia de uso del nitrógeno (Δ kg de grano kg N aplicado⁻¹) de sistemas de recomendación que contabilicen al Nap a través de atributos edáficos para la implementación a escala de parcela de tecnologías de fertilización variable.

Interrogante

¿Los sistemas de recomendación de fertilización variable de N que cuantifican la variabilidad de la oferta de N por ZM mejoran la eficiencia de uso del nitrógeno en lotes de la Pampa Interior Plana

Hipótesis

Las prescripciones de fertilización variable de N que contemplan la oferta de Nap mejora la EUN en la Pampa Interior Plana Occidental. Esta última proviene de incremento en la respuesta a la fertilización de N en las zonas de mayor productividad y en una menor dosis de N recomendada en las zonas de menor productividad.

4) Uso de imágenes espectrales para la detección de las deficiencias de N durante el cultivo.

Interrogante

¿La variabilidad intraparcela en la demanda de nitrógeno del cultivo puede predecirse a través de la reflectancia espectral canopeo in situ?

Hipótesis

Una relación robusta entre características espectrales (450 a 1600 nm) del canopeo de un cultivo capturadas en etapas tempranas del mismo y los rendimientos logrados a madurez fisiológica, permiten inferir la variabilidad de la demanda de N por el cultivo.

5) Proponer la implementación de bases para un sistema de recomendación de la fertilización nitrogenada en cultivos extensivos utilizando teledetección y sistemas de información geográfica para la identificación de la variabilidad intraparcela de la oferta y demanda de N.

Interrogante

¿Es posible acoplar la variabilidad intraparcela de la demanda y oferta de N, en un sistema de información geográfica para generar un mapa de prescripción de la fertilización variable de N?

Hipótesis 7

La recomendación de N puede ser modelada usando funciones de producción que incluya la variabilidad intralote de la oferta y demanda de N a través de un mapa de prescripción generado con sistemas de información geográfica.

