



FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

IMPACTO AMBIENTAL DEL USO
DE FERTILIZANTES NITROGENADOS
EN AGRICULTURA

Tesis presentada para optar al título de
Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el
área Ciencias Biológicas.

Mónica Beatriz Rodríguez
(Ing Agr MSc)

Directores de tesis:

Dra. Alicia Godeas (FCEyN-UBA)

Ing Agr Raúl S. Lavado (FAUBA)

LUGAR DE TRABAJO: FACULTAD DE AGRONOMIA (UBA)

LUGAR Y FECHA: BUENOS AIRES, DICIEMBRE DE 2005.

IMPACTO AMBIENTAL DEL USO DE FERTILIZANTES NITROGENADOS EN AGRICULTURA

JURADOS

IMPACTO AMBIENTAL DEL USO DE FERTILIZANTES NITROGENADOS EN AGRICULTURA.

RESUMEN

Los fertilizantes nitrogenados cumplen un rol beneficioso en la sustentabilidad de la agricultura, aunque conllevan riesgos para el ambiente. Entre estos se destacan la lixiviación de los nitratos, la acidificación del suelo y la volatilización del NH_3 . El objetivo general de esta Tesis fue evaluar el riesgo de impacto ambiental de la aplicación de fertilizantes nitrogenados sobre un suelo de la Pradera Pampeana cultivado con maíz. La magnitud de la lixiviación de nitratos fue evaluada por determinación del N acumulado por encima (N residual) y por debajo del 1,5 m de profundidad (N potencialmente lixiviable) con técnicas tradicionales y de marcación isotópica con ^{15}N . En invernáculo, se determinó la incidencia de fuente y dosis del fertilizante en la magnitud de la emisión de NH_3 por volatilización y en la acidificación del suelo rizosférico y no rizosférico. Los resultados obtenidos permitieron mostrar que el aumento de dosis de nitrógeno aplicado (120 a 180 kg N ha^{-1}) provocó el incremento de los rendimientos, pero el “pool” de nitratos potencialmente lixiviables se incrementó en razón de la alta mineralización del suelo. El balance hídrico positivo se relacionó directamente con los mayores niveles de N residual y potencialmente lixiviable. Con el aumento de la dosis de N de 120 a 180 kg N ha^{-1} se incrementaron los valores del ^{15}N residual como del ^{15}N potencialmente lixiviable. El ^{15}N derivado del fertilizante aplicado en la dosis más alta alcanzó los 2 metros de profundidad a los 5 meses. Se encontró un umbral de “N residual” a partir del cual comienzan a enriquecerse los horizontes más profundos (N potencialmente lixiviable), lo que incrementa el riesgo de contaminación por nitratos. Aunque el ^{15}N recuperado en la planta de maíz fue mayor por el aumento de la dosis de fertilizante, el balance de N en el suelo fue ampliamente positivo. Se observó que la urea volatilizó más que el UAN, mientras que el incremento de dosis (120 a $180 \text{ kg de N ha}^{-1}$) aplicadas al maíz no

hicieron variar el porcentaje de N del fertilizante emitido. Una función polinómica explicó la relación entre la emisión de NH_3 y la variación de la temperatura media diaria en todos los tratamientos, aunque la pendiente de la misma fue mayor para la urea. La Acidez Intercambiable fue significativamente afectada por la interacción “fuente * efecto rizosférico” mientras que la Acidez total varió en función de la dosis aplicada y la acidez actual del suelo no rizosférico fue afectada por la dosis. Las altas dosis de N-amoniaco provocó disminuciones significativas del pH de la solución del suelo, que a nivel rizosférico fueron neutralizadas por la liberación de OH^- . No se afectó el normal desarrollo de la biomasa aérea ni radical. Los avances realizados en esta tesis permiten establecer riesgos ambientales por los procesos de lixiviación de nitratos y volatilización de NH_3 , incrementados por la aplicación de altas dosis de fertilizantes nitrogenados. La optimización de la práctica de la fertilización será necesaria para reducir del impacto de los excesos de N sobre la calidad del agua y el aire.

Palabras clave:

fertilizantes nitrogenados, lixiviación, volatilización, acidificación, impacto ambiental.

ENVIRONMENTAL IMPACT OF THE NITROGEN FERTILIZERS APPLICATION TO AGRICULTURE

ABSTRACT

Nitrogen fertilizers have a benefic role in the agriculture sustainability although they carry risks to the environment as nitrate leaching, soil acidification and ammonia volatilization. The objective of this Tesis was to evaluate the risk of environmental impact of the nitrogen fertilizers application to a Pampean soil under corn crop. The magnitude of nitrate leaching was evaluated in the field by determinations of the residual N (accumulated below the 150 cm) and the potentially leachable nitrate (accumulated under the 150 cm depth) with traditional methods and the isotopic ^{15}N technique. In glasshouse, the incidence of nitrogen source and dose of fertilizer on the NH_3 emission due to volatilization and acidification of the rizospheric and non rizospheric soil were determined. The obtained results showed that the increase of the fertilizer dose from 120 a 180 kg N ha^{-1} provoked the increment of the yields; nevertheless the pool of potentially leachable nitrates was also incremented due to the high nitrogen soil mineralization. The water balance was very favorable and directly related to the higher levels of residual and potentially leachable nitrates. The ^{15}N derived from high dose of the applied fertilizer was found 2 meters depth after 5 months. The excess of nitrogen in the residual N pool enriched the deeper soils so increasing the risk of nitrate contamination. Although the N recovered in the corn crop increased directly with the dose of fertilizer, the N balance in the soil was very positive. The volatilization of the UREA was higher than UAN while the increment of the dose from 120 to 180 kg N ha^{-1} did not affect the N percentage of the volatilized fertilizer. A polinomic function explained the relationship between the NH_3 emission and the temperature variation in all the treatments although the slope was higher in the UREA ones. The Exchangeable acidity was significantly affected by the interaction between “source * rizospheric effect”. The Total acidity did not change due to the dose and the Actual acidity of the nom rizospheric soil was affected by the dose. The higher ammonium proportion provoked significant diminutions of the pH in the soil solution which were neutralized by the OH^- release in the rizospheric zone. Neither the aerial biomass nor the roots were affected by the acidification. These results are useful to determine the environmental risks due to nitrate leaching and ammonia volatilization which can be serious incremented by the application of nitrogen fertilizers in high dose. The

optimization of the fertilizers management will be necessary to reduce the impact of the excess of N on the soil and air quality.

Key words:

Nitrogen fertilizers, leaching, volatilization, acidification, environmental impact.

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi profundo agradecimiento:

A los entonces alumnos, hoy profesionales Agustín Otaegui, Federico Trípodí, Javier Favre y Ana Inés Barroso.

Al Sr Ricardo Villa.

A los Ing Agrs. Alfredo Latorre y Mauro Porcelli.

A la Sra Nydia Pisaniug.

A las empresas Cargill y Monsanto Argentina por la financiación de los ensayos.

A JICA (Japan Internacional Cooperation Agency) por haberme becado a Japón para completar mi formación doctoral.

A la Comisión de Energía Atómica y en particular a la Lic Silvia Pérez.

A la Lic Cristina Quinteros por su colaboración en los trabajos de laboratorio.

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UBA que me permitió ver el mundo con otros ojos.

A mis directores Alicia y Raúl por sus consejos, confianza, paciencia y amor a la docencia.

A mi familia por su comprensión y apoyo.

A Hugo por creer en mí, siempre.

DEDICATORIA

A papá que me enseñó con su ejemplo
el valor del esfuerzo.

INDICE GENERAL

	Página
Capítulo 1: ANTECEDENTES DEL TEMA DE LA TESIS Y SUS OBJETIVOS	1
1.1.- El nitrógeno y su rol en la naturaleza	2
1.1.1.- El ciclo del N	2
1.1.2.- El balance de N del sistema suelo-planta y las necesidades de suplementación	4
1.2.- Los fertilizantes nitrogenados	5
1.2.1.- Importancia en la producción agropecuaria	5
1.2.2.- El uso de fertilizantes nitrogenados en Argentina	6
1.2.3.- Caracterización e implicancias de su aplicación al suelo	7
1.3.- Efectos potencialmente adversos de los fertilizantes nitrogenados	11
1.3.1.- Lixiviación de nitratos	12
1.3.2.- Volatilización de amoníaco	17
1.3.3.- Acidificación del suelo	20
1.3.4.- Consideraciones finales	23
1.4.- Objetivo general de esta tesis	24
1.5.- Estructura de la tesis	25
1.6.- Referencias	26
Capítulo 2 : MATERIALES Y METODOS GENERALES	31
2.1.- Introducción	32
2.2.- Ensayos de campo	33
2.2.1.- Descripción del área geográfica y caracterización del suelo de la zona	33
2.2.2.- Caracterización del suelo de los ensayos	35
2.2.3.- Diseño estadístico de los ensayos de campo	36
2.2.4.- Registro climáticos	38
2.3.- Experimentos en invernáculo	39
2.4.- Referencias	40
Capítulo 3: INCIDENCIA DE LA FERTILIZACION Y LA DISPONIBILIDAD DE AGUA EN EL RIESGO DE LIXIVIACION DE NITRATOS	41
3.1.- Introducción	42
3.2.- Objetivos	44
3.3.- Hipótesis	44
3.4.- Materiales y métodos	45
3.4.1.- Muestreo y determinaciones de suelos	45
3.4.2.- Muestreo y determinaciones en planta	47
3.4.3.- Análisis estadístico	48
3.5.- Resultados y discusión	49
3.5.1.- N residual y N potencialmente lixiviable	49
3.5.2.- N remanente para la lixiviación	51
3.5.2.1.- Balance de N en el sistema suelo-planta	51
3.5.2.2.- N mineralizado	52

3.5.3.-Disponibilidad de agua	56
3.5.3.1 lixiviación de nitratos y condición hídrica	61
3.6.- Consideraciones finales	64
3.7.- Referencias	65
Capítulo 4: LIXIVIACION DE NITRATOS DETERMINADA POR LA TECNICA DE MARCACION ISOTOPICA	68
4.1.- Introducción	69
4.2.- Objetivos	71
4.3.- Hipótesis	71
4.4.- Materiales y métodos	72
4.4.1.- Descripción del ensayo en microparcels	72
4.4.2.-Determinaciones	73
4.4.2.1.- En suelo	73
4.4.2.2.- En planta	73
4.4.2.3.- Determinación de la concentración de ¹⁵ N en muestras de suelo y planta	74
4.4.3.- Análisis estadístico	75
4.5.- Resultados y discusión	76
4.5.1.- Distribución de ¹⁵ N-nitratos en profundidad	76
4.5.2.- Incidencia del incremento de la dosis de N en los valores de ¹⁵ N residual y potencialmente lixiviable.	78
4.6.- Consideraciones finales	84
4.7.- Referencias	86
Capítulo 5: EMISIONES GASEOSAS DE NH₃ POR VOLATILIZACION DE DISTINTAS FUENTES Y DOSIS DE FERTILIZANTES NITROGENADOS	88
5.1.- Introducción	89
5.2.- Objetivos	92
5.3.- Hipótesis	92
5.4.- Materiales y métodos	93
5.4.1.- Diseño y conducción del ensayo	93
5.4.2.-Determinaciones	95
5.4.2.1.- N-NH ₃ volatilizado a partir del suelo fertilizado	95
5.4.3.-Análisis estadístico	97
5.5.- Resultados y discusión	98
5.5.1.- Efecto de fuente y dosis de N del fertilizante en las emisiones de NH ₃	98
5.5.2.- Incidencia de la temperatura en la emisión de NH ₃	101
5.6.-Consideraciones finales	104
5.7.- Referencias	105
Capítulo 6: EFECTO INICIAL DE LA APLICACIÓN DE FERTILIZANTES AMONIACALES EN LA ACIDEZ DEL SUELO RIZOSFÉRICO Y NO RIZOSFÉRICO	106
6.1.- Introducción	107
6.2.- Objetivos	111
6.3.- Hipótesis	111
6.4.- Materiales y métodos	112

6.4.1.- Diseño experimental	112
6.4.2.- Determinaciones	113
6.4.3.- Cálculo del balance de protones	114
6.4.4.- Análisis estadístico	115
6.5.- Resultados y discusión	116
6.5.1.- pH (H ₂ O)	116
6.5.2.- Acidez intercambiable	119
6.5.3.- Acidez total	120
6.5.4.- Incidencia de las formas de acidez medidas sobre el desarrollo del cultivo	123
6.5.5- Consideraciones finales	125
6.6.- Referencias	127
Capítulo 7:CONCLUSIONES	129
7.1.- Conclusiones de la tesis	130
7.2.- Perspectivas futuras	131

INDICE DE TABLAS

Tabla		Página
	Capítulo 1: ANTECEDENTES DEL TEMA DE LA TESIS Y SUS OBJETIVOS	
1.1.	Principales fuentes nitrogenadas utilizadas como fertilizantes en la Pradera Pampeana y su contenido de N (%)	8
	Capítulo 2 : MATERIALES Y METODOS GENERALES	
2.1.	Características del horizonte superficial de las situaciones cultivada y prístina	36
	Capítulo 3: INCIDENCIA DE LA FERTILIZACION Y LA DISPONIBILIDAD DE AGUA EN EL RIESGO DE LIXIVIACION DE NITRATOS	
3.1.-	Balace de N en el sistema suelo-planta (0.30 cm) para los ciclos de maíz 98-99 y 99-00 (kg N ha ⁻¹)	51
	Capítulo 4: LIXIVIACION DE NITRATOS DETERMINADA POR LA TECNICA DE MARCACION ISOTOPICA	
4.1.-	¹⁵ N absorbido (recuperado) en el grano de maíz al momento de madurez fisiológica en los tratamientos con 120 y 180 kg N ha ⁻¹	80
	Capítulo 5: EMISIONES GASEOSAS DE NH₃ POR VOLATILIZACION DE DISTINTAS FUENTES Y DOSIS DE FERTILIZANTES NITROGENADOS	
5.1.-	Caracterización de las fuentes de fertilizantes utilizadas en el ensayo	94
5.2.-	Valores de N volatilizado acumulado al fin del ensayo expresados en porcentaje del N aplicado y % del fertilizante aplicado para las fuentes CAN, UAN y UREA aplicadas en las dosis de 120 y 180 kg N ha ₁ .	99
5.2 *	ANOVA (análisis de la varianza) de las emisiones de NH ₃ afectadas por la dosis y fuente de fertilizante (p<0.05).	101
5.3.-	Temperaturas medias diarias del aire y del suelo medidas durante el ensayo	102
5.4.-	Funciones de regresión entre el N volatilizado en cada tratamiento y la temperatura media del aire	102
	Capítulo 6: EFECTO INICIAL DE LA APLICACIÓN DE FERTILIZANTES AMONIACALES EN LA ACIDEZ DEL SUELO RIZOSFÉRICO Y NO RIZOSFÉRICO	
6.1.	ANOVA (análisis de la varianza) de la Acidez actual, Acidez intercambiable y	

	Acidez total afectadas por la dosis y fuente del fertilizante y la posición de muestreo.	116
6.2.	Valores de acidez intercambiable medidos en suelo rizosférico y no rizosférico (AI-R y AI-NR respectivamente) y valores de Aluminio intercambiable (Al^{3+}).	119
6.3.	Balance de protones calculado para el suelo rizosférico y no rizosférico (R y NR respectivamente) fertilizado con UREA y UAN en dosis de 100 y 200 kg N ha^{-1}	122
6.4.-	Biomasa aérea, biomasa de raíces e Índice de Area foliar (IAF) de plantas de maíz fertilizadas con 100 y 200 kg N ha^{-1} de UREA y UAN (UREA-100; UAN-100;UREA-200 y UAN-200 respectivamente)	124

INDICE DE FIGURAS

Página

Figura	Capítulo 1: ANTECEDENTES DEL TEMA DE LA TESIS Y SUS OBJETIVOS	
1.1.	Modelo conceptual de las transformaciones del N en la naturaleza (Di y Cameron, 2002)	3
	Capítulo 2 : MATERIALES Y METODOS GENERALES	
	Capítulo 3: INCIDENCIA DE LA FERTILIZACION Y LA DISPONIBILIDAD DE AGUA EN EL RIESGO DE LIXIVIACION DE NITRATOS	
3.1.-	Distribución en profundidad del contenido de N-NO ₃ ⁻ para los ciclos 98-99 y 99-00.	49
3.2.-	Valores de N residual y N potencialmente lixiviable acumulados en el perfil del suelo al fin de los ciclos de maíz 98-99 y 99-00.	50
3.3.-	Distribución en profundidad del contenido de nitratos en el suelo prístino y cultivado determinada en la presiembra de maíz.	53
3.4.-	Distribución en profundidad del contenido de N-NO ₃ ⁻ (kg ha ⁻¹) para el suelo prístino y cultivado en los estratos 0-150 cm y 150-300 cm.	54
3.5.-	Concentración de nitratos en función de la profundidad del suelo para 3 momentos del ciclo del maíz.	55
3.6.-	Lluvias medias mensuales ocurridas entre junio de 1998 y mayo de 2000.	57
3.7.-	Distribución de las lluvias acumuladas durante el ciclo del maíz y en la poscosecha (3 meses posteriores a la cosecha en los años 98-99 y 99-00).	59
3.8.-	Lámina de agua presente en el suelo durante el período junio 98-mayo-00	60
3.9.-	Contenido de N-NO ₃ ⁻ acumulados en el perfil del suelo (0-3.00m) a la cosecha del maíz y lámina de agua acumuladas en los 3 meses posteriores a la cosecha para las campañas 98-99 y 99-00.	61
	Capítulo 4: LIXIVIACION DE NITRATOS DETERMINADA POR LA TECNICA DE MARCACION ISOTOPICA	
4.1.-	Distribución en profundidad del ¹⁵ NDF (¹⁵ N derivado del fertilizante) a la cosecha del maíz.	76
4.2.-	Valores de ¹⁵ N residual y ¹⁵ N potencialmente lixiviable obtenidos al fin del ciclo del maíz para las dosis de 120 y 180 kg N ha ⁻¹ .	79
	Capítulo 5: EMISIONES GASEOSAS DE NH₃ POR VOLATILIZACION DE DISTINTAS FUENTES Y DOSIS DE FERTILIZANTES NITROGENADOS	
5.1.-	Valores de N volatilizado acumulados durante el experimento y N remanente en el suelo a partir de UREA, UAN y CAN aplicados en las dosis de 120 y 180 kgNha ⁻¹	98
5.2.-	Valores de emisión diaria de N medidos en el experimento.	100

Capítulo 6: EFECTO INICIAL DE LA APLICACIÓN DE FERTILIZANTES AMONIACALES EN LA ACIDEZ DEL SUELO RIZOSFÉRICO Y NO RIZOSFÉRICO

6.1.-	Valores de acidez actual en el suelo (pH 1:2,5) medidos en V6.	117
6.2.-	Efecto de la dosis de fertilizante sobre la acidez total en muestras de suelo rizosférico de maíz fertilizado con UREA y UAN (R-UREA y R-UAN respectivamente) y muestras de suelo no rizosférico con UREA y UAN (NR-UREA y NR-UAN respectivamente).	121

INDICE DE IMAGENES

Página

Imagen	Capítulo 1 ANTECEDENTES DEL TEMA DE LA TESIS Y SUS OBJETIVOS	
	Capitulo 2 : MATERIALES Y METODOS GENERALES	
2.1.	Ubicación del sitio experimental en la provincia de Buenos Aires	34
2.2.	Vista de la fertilización en el momento de V6 del maíz	37
	Capítulo 3: INCIDENCIA DE LA FERTILIZACION Y LA DISPONIBILIDAD DE AGUA EN EL RIESGO DE LIXIVIACION DE NITRATOS	
3.1, 3.2 y 3.3.	Imágenes del barreno neumático extrayendo muestras de suelo a distintas profundidades	46
	Capítulo 4: LIXIVIACION DE NITRATOS DETERMINADA POR LA TECNICA DE MARCACION ISOTOPICA	
	Capítulo 5: EMISIONES GASEOSAS DE NH₃ POR VOLATILIZACION DE DISTINTAS FUENTES Y DOSIS DE FERTILIZANTES NITROGENADOS	
5.1.-	Tareas de extracción de los tepes de suelo que serán transportados del campo al invernáculo para la realización del ensayo.	93
5.2.-	Aspecto de los tepes ya ubicados en el invernáculo promediando el ensayo.	94
5.3.-	Detalle de los artefactos instalados para las determinaciones	96

Capítulo 1

ANTECEDENTES DEL TEMA DE LA TESIS Y OBJETIVOS

1.1.- EL NITRÓGENO Y SU ROL EN LA NATURALEZA.

1.1.1.- El ciclo del N

El nitrógeno (N) se presenta en la naturaleza principalmente como gas inerte (N_2) en una proporción de 1150 gNm^{-2} . En esta forma libre se encuentra en el aire y en la atmósfera del suelo. Otra parte importante (25 gNm^{-2}) forma parte de los tejidos vegetales. En una proporción de 750 gN m^{-2} , el N es un constituyente de la materia orgánica (MO), que se origina a partir de la caída de hojas, la renovación estacional de las raíces y microorganismos del suelo, deyecciones de animales, abonos verdes, descomposición de residuos agrícolas y aplicación de residuos tanto agroindustriales como urbanos. Las formas orgánicas no están disponibles para las plantas. Formas inorgánicas tales como N amoniacal ($N-NH_4^+$) y nitrato ($N-NO_3^-$) son las utilizables por los vegetales y están presentes en cantidades de 1 y 5 gNm^{-2} respectivamente, representando la menor proporción del N del suelo (Muchovej y Rechcigl, 1995).

El ciclo del N en la naturaleza es dinámico y varía en los distintos tipos de suelo. Participa en numerosos procesos de tipo biótico y abiótico (físico-químicos) donde los microorganismos juegan un rol importante sobre todo en el suelo, mineralizando los compuestos orgánicos nitrogenados y fijando el N atmosférico (Figura 1.1).

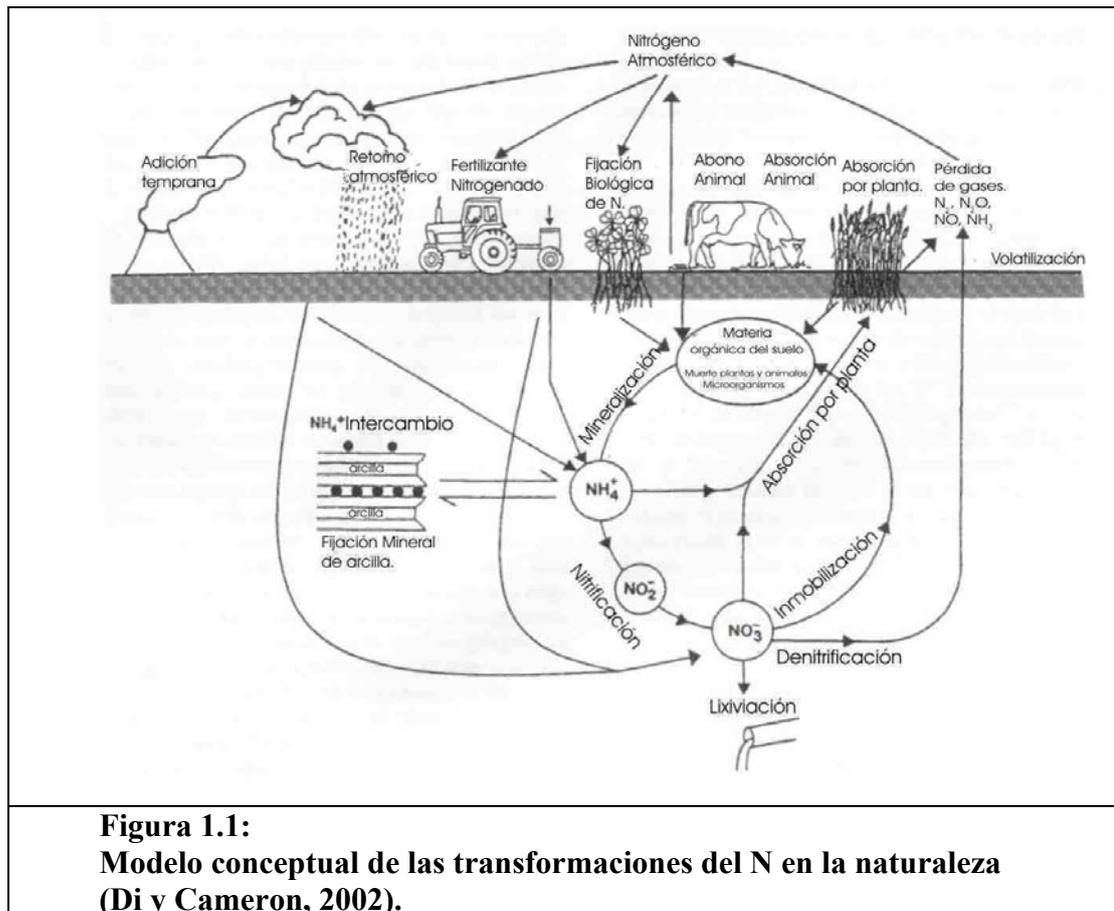


Figura 1.1:
Modelo conceptual de las transformaciones del N en la naturaleza
(Di y Cameron, 2002).

La fijación de N es un proceso llevado a cabo por los organismos procariontes que capturan el N_2 del aire a través del sistema enzimático de la nitrogenasa. La mineralización consiste en la transformación de las formas orgánicas del N del suelo a la forma inorgánica (amonio y nitratos principalmente). La inmovilización es el proceso inverso; incorpora a la vegetación y poblaciones microbianas el N disponible en la solución del suelo siendo considerada una pérdida temporal de N. El N mineral resultante del proceso de mineralización es susceptible de sufrir transformaciones posteriores, tales como volatilización, lixiviación o desnitrificación, procesos que implican una salida irreversible del N del sistema suelo-planta, que aumenta el riesgo de contaminación ambiental (Tisdale y Nelson, 1999).

1.1.2.- El balance de N del sistema suelo-planta y las necesidades de suplementación.

El balance de N en los sistemas agrícolas es frecuentemente negativo. La extracción de N por los cultivos y los procesos de salida ya mencionados (lixiviación, volatilización) son la causa de la disminución del contenido de N del suelo. Aún en los sistemas donde se cultivan especies leguminosas asociadas a bacterias fijadoras de N, como es el caso de la soja, el balance de N puede resultar negativo si los rendimientos en granos son muy elevados.

En este contexto, la única alternativa a nivel global para sostener los rendimientos de los cultivos sin degradar el suelo es el uso de fertilizantes nitrogenados que suplementan la diferencia en el balance del sistema. Cuando el suelo se cultiva bajo un balance de N negativo prolongado en el tiempo, se reduce la materia orgánica del suelo; éste se desestabiliza y se degrada. Además, produce menor biomasa vegetal lo que permite la erosión. En casos extremos, como la práctica agrícola en suelos marginales, esto es causa del colapso de todo el ecosistema.

No obstante cumplir un rol beneficioso en la sustentabilidad del recurso suelo y la agricultura, el uso de fertilizantes nitrogenados puede conllevar otros riesgos para el ambiente que serán analizados en esta tesis.

1.2.- LOS FERTILIZANTES NITROGENADOS.

1.2.1.- Importancia en la producción agropecuaria.

Desde la llamada “revolución verde” de principios de la década del ´60, los fertilizantes comenzaron a formar parte de un paquete tecnológico en el mundo que incluyó además, la difusión de variedades de altos rendimientos, la implementación de riego y el agregado de pesticidas. Dicho movimiento surgió como reacción a la situación reinante previa a los ´60, en que la oferta global de alimentos para consumo directo era de 3030 calorías por día en los países desarrollados mientras que, en los países en desarrollo, apenas alcanzaba las 2000 calorías y más de la mitad de los habitantes sufrían de desnutrición crónica. En los siguientes 30 años la población mundial se duplicó pero la producción agrícola se incrementó aún más a causa de la mejora tecnológica denominada revolución verde

Hacia 1995, la oferta de alimentos para consumo humano aumentó de 2300 a 2710 calorías por persona y por día. Como consecuencia, el porcentaje de población crónicamente subalimentada disminuyó en un 20 %. Si bien su aplicación significó una mejora sustancial en la producción de alimentos, dicha mejora no fue uniforme. Este fenómeno escapa al uso de los fertilizantes, ya que la alimentación se mantuvo estancada en el norte de África, el Medio Oriente y América latina y disminuyó en el África subsahariana. Por el contrario, mejoró muy significativamente en Asia, especialmente el Lejano oriente.

Según la FAO (2001), las necesidades de alimentos para el futuro variarán significativamente según la región y junto con ellas las estrategias que se apliquen para solucionarlas en cada caso. Sin embargo, la expansión e intensificación de la agricultura en

particular en áreas frágiles, y el uso de fertilizantes minerales plantea distintos problemas, parte de los cuales constituye el tema de esta tesis.

El dilema central es que el uso excesivo de fertilizantes minerales contribuye a generar alimentos pero puede a su vez emitir gases a la atmósfera y contaminar con nitratos las aguas subsuperficiales. Sin embargo, si las dosis son demasiado bajas acelera el agotamiento de nutrientes en los suelos contribuyendo a su degradación y al aumento de la pobreza y la desnutrición.

1.2.2.- El uso de fertilizantes nitrogenados en Argentina.

La Argentina presentó un panorama particular en el contexto global: comenzó tardíamente a utilizar fertilizantes en forma masiva. Por esa razón, el uso de fertilizantes ha tenido un crecimiento muy importante recién en la última década. Durante el 2004, el consumo total fue de 2.571.038 Tn. El 48% correspondió a los fertilizantes nitrogenados, el 40% a los compuestos fosforados y el 11% restante a mezclas especiales y otros (Fertilizar Asociación Civil, 2005).

El incremento en el consumo de fertilizantes en la Argentina se debió a razones económicas, técnicas y ambientales. Hasta fines de la década del '90, la producción de fertilizantes nitrogenados en el país era deficitaria en relación con el consumo. Hasta ese momento, existía sólo una pequeña planta productora de fertilizantes nitrogenados en Campana y posteriormente se puso en producción otra planta en Bahía Blanca. Esta última fábrica es actualmente la más grande del mundo. Ambas plantas abastecen del mercado interno y producen un saldo exportable. Se fabrican además, pequeñas cantidades de sulfato de amonio. Los demás

fertilizantes, como los nitratos, sales potásicas, fosfatos y micronutrientes, se importan de distintas partes del mundo.

1.2.3- Caracterización e implicancias de la aplicación de N al suelo.

El N_2 se encuentra en la atmósfera, donde representa alrededor del 80 % del volumen de los gases. Las plantas superiores no pueden absorber este N_2 , y requieren de compuestos inorgánicos del N para su crecimiento. Existen en la naturaleza diversos procesos de conversión de N_2 a formas utilizables por las plantas, tales como las denominadas fijación física y fijación biológica llevada a cabo por bacterias simbióticas o libres.

El nitrógeno combinado, bajo las formas orgánicas es mineralizado a las formas aprovechables por los vegetales : NH_4^+ o NO_3^- . Algunas plantas pueden absorber sólo NH_4^+ , pero la mayoría puede utilizar ambos iones ya que el tipo de ión adsorbido a la fase coloidal depende más de las condiciones del suelo (potencial redox), que de la capacidad intrínseca de absorción del cultivo (Mengel y Kirkby, 2000)

La otra forma de transformar el N_2 es industrialmente, pero la fijación de N atmosférico consume grandes cantidades de energía y recursos económicos. Los primeros fertilizantes nitrogenados fueron sintetizados con éxito en 1903. Esto se logró a partir de la combinación de nitrógeno y oxígeno a muy altas temperaturas en presencia de un arco eléctrico. Se formaban así óxidos de nitrógeno, de los cuales se obtenía ácido nítrico previa hidratación. Por reacción del ácido nítrico con el carbonato de calcio se obtenía nitrato de calcio. Una década más tarde, se logró en Alemania la síntesis de amoníaco a partir de nitrógeno e hidrógeno en escala comercial. Hoy, la mayor parte de los fertilizantes sintéticos nitrogenados

son elaborados tomando como base el amoníaco, a partir del cual se elabora la urea y los nitratos. El avance de la tecnología produjo un abaratamiento de estos productos, particularmente después de la Segunda Guerra Mundial, lo que permitió que el uso de fertilizantes se volviera masivo (Boswell et al., 1985). Las principales fuentes nitrogenadas que se utilizan en Argentina se presentan en la Tabla 1.1.

Tabla 1.1:
Principales fuentes nitrogenadas utilizadas como fertilizantes en la Pradera Pampeana y su contenido de N (%).

<i>Fertilizante</i>	<i>Contenido de N (%)</i>
Amoníaco anhidro	82
Urea	46
Nitrato de amonio	33
UAN	30
Nitrato de amonio calcáreo	27
Sulfato de amonio	21
Nitrato de calcio	15
Nitrato de potasio	13

El fertilizante nitrogenado más utilizado en la pradera pampeana es la **urea** ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$). Esta fuente de N, se fabrica combinando a alta presión dos unidades de NH_3 con una unidad de CO_2 para producir una unidad de urea. El porcentaje de N presente en la urea es mayor que cualquier otra fuente fertilizante nitrogenada sólida. Aproximadamente el 10 al 40 % del N (como urea o sulfato de amonio) aplicado a los suelos (pH 4.1 a 7.7) es volatilizado durante el ciclo de los cultivos, especialmente en suelos alcalinos y calcáreos (Gezgin y Bayrakll, 1995, Roelcke et al., 1996). Cuando la urea se incorpora al suelo, el amonio se disuelve en la

solución del suelo intercambia con los cationes de las partículas coloidales, quedando así retenido en el complejo de intercambio catiónico. Sin embargo, si se aplica en la superficie del suelo y no se incorpora o transporta dentro del mismo por la lluvia o el riego, se hidroliza en la superficie liberando una alta proporción de amoníaco gaseoso a la atmósfera (Harrison y Webb, 2001).

El segundo fertilizante en importancia es la *solución de urea- nitrato de amonio (UAN)* [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2 + \text{NO}_3\text{NH}_4$]. Se trata de una mezcla de urea y nitrato de amonio en partes iguales que contiene entre el 28 y 32 % de N. Se produce al mezclar en caliente los productos en su forma líquida sin pasar por los procesos de granulación o perlado. La solución resultante tiene más concentración de N que las soluciones saturadas de sus componentes individuales. Al aplicarse al suelo, los componentes del UAN están sujetos a los procesos de transformación del N habituales, como los descritos para sus componentes individuales (urea y nitrato de amonio) entre los cuales pueden distinguirse aquellos de pérdida como la volatilización (Boswell et al., 1985; Harrison y Webb, 2001).

En tercer lugar, se ubica el *nitrato de amonio calcáreo (CAN)* el cual se elabora mezclando una solución concentrada de nitrato de amonio con carbonato de calcio. La mitad del N en peso está en forma de nitrato que se absorbe directamente por el cultivo, aunque también puede inmovilizarse por los microorganismos del suelo. Si existieran condiciones de pobre aireación y encharcamientos, puede perderse por desnitrificación y/o lixiviación. La fracción amonio se absorbe directamente por el cultivo, pero también puede pasar a nitrato por acción de los microorganismos específicos (nitrificación). Este proceso requiere de condiciones adecuadas de temperatura ($>15^\circ \text{C}$), de pH (mayor de 6.0) y de aireación ($r\text{H}>0$)

siendo más lento el proceso a medida que las condiciones se alejan de las adecuadas (Boswell et al., 1985; Harrison y Webb, 2001; Melgar y Camozzi, 2002).

1.3.- EFECTOS POTENCIALMENTE ADVERSOS DE LOS FERTILIZANTES NITROGENADOS.

La utilización de nitrógeno contribuye a satisfacer los requerimientos de los cultivos en todos los sistemas agrícolas. Sin embargo, el uso del fertilizante nitrogenado por las plantas es ineficiente. La absorción de N por los cultivos sólo representa el 50 % del N aplicado. La mayor causa de esta baja eficiencia es la pérdida de N a partir del sistema suelo-planta vía lixiviación, escorrentía, erosión y emisiones gaseosas. La importancia relativa de cada una de estas vías varía en forma espacial y temporal. En climas donde las precipitaciones exceden la evapotranspiración o en sistemas que cuentan con riego artificial las pérdidas por lixiviación pueden ser considerables. Las pérdidas gaseosas de N son el mecanismo dominante en muchos sistemas agrícolas productivos. Los procesos de volatilización, nitrificación y desnitrificación dan como resultado la emisión de NH_3 , NO, N_2O y N_2 a la atmósfera (FAO, 2001). De modo que el uso inapropiado de los fertilizantes, contribuye a la contaminación ambiental con N.

La magnitud del proceso de desnitrificación es reducida como los muestran los resultados de distintas investigaciones (Rodríguez y Giambiagi, 1995; Sainz Rozas et al., 2001; Palma et al., 1997), por la cual no es considerada en esta Tesis. Las condiciones ambientales y de manejo características del cultivo de maíz en la pradera pampeana favorecen en mayor medida los procesos de volatilización y lixiviación, razón por la cual serán consideradas en esta Tesis. Además de las pérdidas derivadas por los procesos de *lixiviación de nitratos* y *volatilización de amoníaco*, el uso de altas dosis de fertilizantes nitrogenados de naturaleza amoniacal puede contribuir a la *acidificación del suelo*.

1.3.1.- Lixiviación de nitratos

La lixiviación comprende el transporte de los nitratos desde un volumen definido de suelo, generalmente la zona radical hacia otra región del subsuelo que puede o no contener una capa freática. La capa freática es el reservorio superior de agua subterránea pero el movimiento de solutos puede ocurrir de modo tal que los mismos pueden aparecer en el agua superficial (White, 1987). Con balances hídricos favorables en el suelo, el N en forma de nitratos procedente de la materia orgánica del suelo, fertilizantes, enmiendas orgánicas o cultivos de leguminosas puede alcanzar los estratos profundos del suelo y contaminar el agua subterránea (Ng et al., 2000).

Altas concentraciones de nitratos en el agua de bebida son peligrosas para la salud humana, particularmente los niños menores de 1 año de edad. Los nitratos interfieren en el transporte de oxígeno en la sangre, causando metahemoglobinemia (síndrome del bebé azul). Los primeros casos sospechosos de sufrir dicho síndrome fueron informados entre 1940 y 1950, pero recién en los últimos años se reportaron casos confirmados (Goden y Leifert, 1999). Con menor frecuencia, se han registrado en seres humanos casos de hipertensión y defectos en el sistema nervioso central, además de problemas subclínicos, como desórdenes gastrointestinales, alergias, irritaciones en la piel y ojos y, en casos extremos, la producción de tumores hepáticos (Mc Kinney et al., 1999). A fin de proteger la salud del hombre, organizaciones de la salud norteamericanas y del mundo han establecido standards para el agua de bebida que limitan la cantidad de nitratos a un máximo de $10-11,3 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ (Organización Mundial de la Salud, 1984). Asimismo se han registrado problemas en el ganado, con variedad de síntomas (fiebre, tambaleo, jadeo, diarrea, convulsiones, etc) hasta llegar a la muerte (Repavich et al., 1990; Carmichael, 1994). Concentraciones de 40-100 mg

$\text{N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ son consideradas de riesgo. No obstante ello, actualmente ha comenzado un trabajo de reevaluación del efecto de los nitratos sobre la salud humana. Se hipotetiza que los problemas que se atribuyen a los nitratos podrían ser causados por la presencia de organismos patógenos en las aguas (Addiscott y Benjamin, 2004).

Por otra parte, el nitrógeno de aguas subterráneas contaminadas que se vierten en cuerpos de agua superficial es considerado como elemento responsable de la eutroficación en muchos ecosistemas templados (Howarth, 1988). En la forma de nitrato, pasa a formar parte de los cuerpos de agua superficiales como los ríos, lagos o estuarios y causa deterioro de la calidad de agua superficial (Jenkinson, 2001).

El proceso de lixiviación de nitratos se define como el desplazamiento de este anión por debajo de la zona en la cual las raíces de las plantas pueden absorberlo (Knox y Moody, 1991). La profundidad del estrato en el cual se mide la cantidad de nitratos acumulada tiene un alto valor diagnóstico cuando el objetivo es establecer el riesgo de contaminación. De manera más o menos arbitraria se establecen 3 categorías de nitratos (Lavado y Rimski-Korsakov, 2004):

i) Nitratos residuales: considerados como aquellos que se encuentran en las capas superiores del suelo y que pueden ser absorbidos por el cultivo, sufrir desnitrificación, quedar inmovilizados en tejidos bacterianos y otros, quedar en la solución del suelo disponible para el cultivo siguiente, o lixivarse. La profundidad hasta la cual se considera esta categoría de nitratos varía de acuerdo a la profundidad radical del cultivo. Para el maíz se ha estandarizado en la profundidad de 150 cm.

ii) Nitratos potencialmente lixiviables: son los que se encuentran entre los 150 cm aproximadamente y el primer acuífero subterráneo. Estos nitratos poseen como

principal vía posible el descenso hacia las capas de agua subterráneas, aunque podrían ser aprovechados por cultivos de raíces profundas como por ejemplo la alfalfa, girasol entre otros.

iii) nitratos lixiviados: son aquellos que han alcanzado o están alcanzando el agua freática e incorporándose a su masa. Actualmente, son los que se encuentran por debajo de los 3 m.

Los factores que regulan las pérdidas por lixiviación son muy variables y aún está en discusión su importancia en términos proporcionales. La lixiviación de los nitratos se asocia directamente con el aumento de las dosis de los fertilizantes nitrogenados, la forma de aplicación y el momento en que se incorpora facilitando este proceso las precipitaciones pluviales abundantes y las texturas sueltas. Otros factores vinculados al proceso de lixiviación son la mineralización de la materia orgánica del suelo, los rendimientos de los cultivos, los sistemas de labranzas, la profundidad y arquitectura radical, entre otros (Lavado y Rimski-Korsakov, 2004).

En áreas agrícolas de USA los aumentos de nitratos en el agua subterránea se correlacionaron con el incremento del área sembrada con maíz y con el uso de fertilizantes nitrogenados. Se verificó que excedentes de la fertilización nitrogenada mayores a 100 Kg N ha⁻¹ en maíz, fueron la causa del incremento de NO₃⁻ en el agua subterránea. Sin embargo, algunos autores observaron que una gran proporción de las pérdidas de nitrato por lixiviación no provinieron directamente del N aplicado con el fertilizante (Schepers, 1991).

Cambardella et al. (1999) observaron que hasta el 95 % de las pérdidas ocurrieron durante el período que transcurrió entre cultivos (noviembre-mayo). El N lixiviado provendría

entonces, del pool de N potencialmente lixiviable. Este se define como la cantidad de N como nitratos que se encuentran entre el 1,50 m y el primer acuífero subterráneo. Estos nitratos poseen como vía principal posible el descenso hacia las capas de agua subterráneas, aunque podrían ser aprovechados por cultivos de raíces profundas como por ejemplo la alfalfa, girasol, entre otros (Lavado y Rimski-Korsakov, 2004). Si los fertilizantes son aplicados correctamente en cereales y pasturas, y el remanente de nitratos en el suelo es mínimo al momento de la cosecha, el origen del N que se lixivia proviene de la mineralización del N orgánico presente en los residuos vegetales, materia orgánica y abonos (Jenkinson, 2001). El N potencialmente lixiviable involucra al pool del suelo constituido no sólo por el N del fertilizante sino también por el que proviene de la mineralización del N del suelo o la remineralización del N del fertilizante que fue tomado por los microorganismos y las plantas incorporándose así al N orgánico del suelo.

El principal problema de los estudios sobre lixiviación de nitratos es diferenciar la procedencia del N: el proveniente de los fertilizantes, el de la mineralización de la materia orgánica del suelo, el de los restos vegetales y otros orígenes posibles. La utilización de isótopos de nitrógeno (^{15}N) permite diferenciar cuál es la proporción del nitrógeno aplicado como fertilizante que fue absorbido por las plantas y/o quedó retenido en los distintos horizontes del perfil e incluso en la napa freática (Kellman e Hillaire-Marcel, 2003; Ma et al., 2004). El uso de la abundancia natural de ^{15}N para identificar fuentes de nitratos se ha aplicado en estudios de contaminación por lixiviación de nitratos (Aravena et al., 1993). No obstante su gran utilidad, esta metodología presenta limitaciones. En un estudio realizado en maíz, Jokela y Randall (1997) informaron diferentes valores de recuperación de N en el grano medidos por el método de la diferencia (N recuperado en el tratamiento fertilizado – N recuperado en el testigo) y por la técnica de marcación isotópica con ^{15}N . Enfatizaron en la

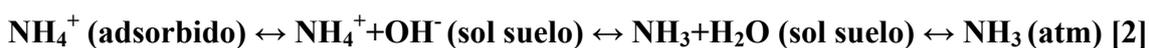
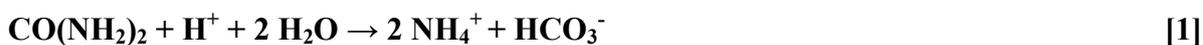
importancia de examinar en profundidad los “pools” de N medidos por ambas técnicas a fin de interpretar completamente los valores de N marcado. Recientemente, Kellman e Hillaire-Marcel (2003) alertaron sobre las limitaciones que presenta en su aptitud para determinar el destino de los fertilizantes nitrogenados en el perfil del suelo. Estos autores sugirieron que el valor de recuperación del ^{15}N aplicado al suelo podría ser distorsionado a causa de la desnitrificación de los nitratos del suelo. Aunque afirman que es preciso profundizar aún más en el tema, establecieron que los isótopos estables no deberían ser usados como indicadores de contaminación por nitratos en situaciones donde las condiciones ambientales predispongan a la desnitrificación.

En nuestro país, los estudios realizados para estimar la magnitud de las pérdidas de nitratos por lixiviación y la incidencia de la fertilización nitrogenada en las mismas están aún en desarrollo. En base a estudios realizados en la Región Pampeana, Rimski *et al.* (2004) adjudicaron la lixiviación de nitratos observada a la ocurrencia de ciclos con defecto y con exceso de lluvias y a los rendimientos de los cultivos. Andriulo *et al.* (2004) observaron que durante la secuencia de cultivos maíz/soja se produjo drenaje, con concentraciones medias de nitratos cercanas al límite admitido para contaminar sin observarse incidencia de la textura del suelo. Por otra parte, Costa *et al.* (2002) informaron la presencia de contaminación con nitratos en un acuífero rural del SE bonaerense. En el 36 % de las muestra extraídas, el nivel de nitratos medido superó los 10 mg L^{-1} aceptado para el agua de bebida mientras que en el 67 % restante, las concentraciones excedieron los 5 mg L^{-1} . Adjudicaron los mayores niveles de acumulación a la aplicación de fertilizantes en altas dosis en el cultivo de maíz.

1.3.2.- Volatilización de amoníaco

La volatilización es un proceso físico-químico por el cual se produce gas en NH_3 en el suelo, a partir de la urea. La magnitud de las pérdidas por volatilización a partir de los fertilizantes nitrogenados es de 9 millones de Tn de N-NH_3 constituyendo más del 10 % del fertilizante nitrogenado que se aplica en el mundo.

Cuando dicho compuesto se agrega al suelo, sufre un proceso de hidrólisis catalizado por la enzima ureasa generando como productos de la reacción amonio (NH_4^+) y anión bicarbonato (HCO_3^-) [1]. El amonio liberado en la hidrólisis de la urea queda en equilibrio dinámico con el amoníaco de la atmósfera. La hidrólisis genera un incremento significativo del pH alrededor del gránulo de urea ya que consume protones. Ese incremento del pH desplaza el equilibrio del amonio y amoníaco favoreciendo la volatilización de NH_3 a la atmósfera[2] (Watson , 2000).



El gas amoníaco es un contaminante atmosférico de importancia que produce una variada gama de efectos. En la atmósfera, el NH_3 neutraliza una parte de los ácidos producidos por óxidos de azufre y nitrógeno atenuando los efectos de las lluvias ácidas. Sin embargo, su emisión contribuye, junto con otros gases al calentamiento global a través del efecto invernadero (Roelofs et al., 1992; FAO, 2001).

Entre los factores reguladores del proceso de volatilización se cuentan la temperatura, la fuente de nitrógeno y el pH del suelo (Fan y Mackenzie, 1993). La temperatura afecta

tanto al proceso de mineralización del N del suelo (nitrificación) como a la emisión de NH_3 por volatilización. La volatilización se incrementa con el aumento de la temperatura hasta los 45 °C en razón de un cambio en la reacción de producción de NH_3 y un incremento de la tasa de difusión de NH_3 (Avnimelech y Laher, 1977). La nitrificación posee su rango óptimo entre los 25 a 30 °C a pesar de que en muchos suelos la máxima tasa se produce a los 40 °C (Keeney y Bremner, 1967). Consecuentemente, la volatilización de amoníaco puede verse reducida si las condiciones son más favorables para la nitrificación ya que disminuyen la disponibilidad de amonio y el pH del suelo. En verano, dicha tendencia se vería acentuada. Sin embargo, faltan estudios sistemáticos conducentes a examinar la relación entre la nitrificación y la volatilización en relación con los efectos de la temperatura (He et al., 1999). Palma et al (1998) estudiaron la incidencia de la variación de la temperatura en la volatilización de la urea aplicada a un cultivo de maíz en el NE de Bs As. Observaron que la magnitud de la emisión de NH_3 fue mayor durante el día que durante la noche en virtud de que el aumento de la temperatura incrementó la energía cinética del agua y el NH_3 (Al-Kanani et al., 1991). No se ha establecido aún el patrón de comportamiento frente a variaciones de la temperatura de otras fuentes de N diferentes de la urea.

La fuente de N incide sustancialmente sobre la magnitud de la volatilización, en virtud de la concentración de nitrógeno amídico y/o amoniacal presente en su formulación. Es por ello que la elección de la fuente del nutriente afecta en gran medida las pérdidas de NH_3 . Mientras el nivel de NH_3 perdido a partir de la urea aplicada a cultivos extensivos puede variar entre el 6 al 40 % del N total aplicado (Nathan y Malzer, 1994), las emisiones de NH_3 a partir de fertilizantes como nitrato de amonio son inferiores al 3 %. Son escasos los estudios comparativos de pérdidas por volatilización entre fuentes. En suelos Alfisoles de Florida (USA), He et al. (1999) observaron que el máximo potencial de volatilización bajo

condiciones experimentales decreció en el orden NH_4HCO_3 (23,2 % del N- NH_4 aplicado) > $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (21,7 %) > $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ (21,4 %) > NH_4NO_3 (17,6 %). Estos valores no son extrapolables a las condiciones de los suelos pampeanos ya que las características edáficas son diferentes en ambos lugares. Urricariet et al. (1999) compararon la producción de NH_3 cuando se aplicaron urea y uan durante el ciclo del maíz y hallaron que la pérdida total acumulada para la urea correspondió al 9.5 % del N aplicado mientras que para el uan fue del 5 % de la dosis aplicada). Sin embargo, las temperaturas reinantes en el momento de aplicación (2 hojas expandidas) y la dosis aplicada (83 kg N ha^{-1}) fueron sustancialmente inferiores a lo corriente.

La dosis de nitrógeno aplicada es, además de la temperatura y la fuente, un factor regulador del proceso de volatilización. Palma et al. (1999) informaron pérdidas del 11 % del N a partir de 60 kg N ha^{-1} aplicados como urea. Trabajando con dosis mayores en suelos similares, Alvarez et al. (2005) informaron pérdidas por volatilización del 23 % del N aplicado como urea al cultivo de maíz en suelos de la pampa ondulada. Trabajando con el mismo cultivo, pero en el SE bonaerense, Sainz Rozas et al. (1999) estudiaron la incidencia de la dosis (0, 35, 70, 140 y 219 kg N ha^{-1}) en la emisión de NH_3 por volatilización en un Argiudol Típico. Las pérdidas de N - NH_3 de la urea se incrementaron con la dosis aplicada variando entre 2.6 % y 13.3 % del N aplicado. Estos resultados coincidieron parcialmente con los informados por He et al (1999) quienes observaron que en un ensayo comparativo de fuentes la tasa de volatilización se incrementó con la dosis de N aplicada para $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ y NH_4HCO_3 mientras que en el caso del NH_4NO_3 , decreció.

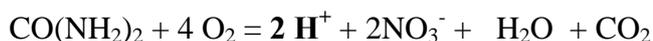
De lo expuesto surge que la información local disponible acerca del comportamiento de diferentes fuentes de N cuando son aplicadas en altas dosis al cultivo de maíz es fragmentaria y no permite establecer un panorama definido.

1.3.3.- Acidificación del suelo.

La acidificación por el uso de fertilizantes es uno de los principales factores que producen el deterioro del suelo en todo el mundo. Los fertilizantes, especialmente los nitrogenados, acidifican el suelo mayormente cuando son aplicados en exceso (mayor dosis que lo requerido por el cultivo) (Wallace, 1994). Cerca de la tercera parte de los suelos del mundo son calcáreos y/o alcalinos, de modo que una acidificación moderada puede beneficiarlos. No obstante, los dos tercios restantes pueden ser seriamente dañados por el aumento de la acidez. Los daños derivados de la acidificación se asocian con problemas en el crecimiento de los cultivos por deterioro del ambiente del suelo. La disminución del pH promueve la actividad de iones tóxicos para las plantas como el Al^{3+} y el Mn^{2+} , favorece disminuciones en la disponibilidad de nutrientes (Ca, Mg y P entre otros) e influye en el metabolismo de los microorganismos del suelo. Tales cambios afectan negativamente la fertilidad de los suelos y consecuentemente, los rendimientos de los cultivos (Calba et al., 2004; Bolan et al., 1991; Hinsinger et al., 2003).

En los suelos de la región pampeana argentina la preocupación por la acidificación ha ido incrementándose en los últimos años, siendo atribuida principalmente al uso de fertilizantes nitrogenados amoniacales y a la exportación de calcio por las cosechas (Fabrizzi et al., 1998).

Los fertilizantes amoniacales acidifican el suelo a causa del proceso de oxidación microbiana, que constituye la principal reacción formadora de ácido. En dicha oxidación los fertilizantes nitrogenados actúan como ácidos fuertes generando protones como se muestra en el caso de la oxidación de la urea (Barak et al., 1997):



La cantidad de H^+ producidos por la aplicación de fertilizantes no sería suficiente para influir en el pH de suelos calcáreos. Sin embargo, su uso en suelos neutros o ácidos como los pampeanos, puede disminuir el valor de pH rápidamente.

El grado en que las fuentes más difundidas de fertilizantes afectan la acidez del suelo ha sido estudiado ampliamente. Sin embargo, la tecnología moderna ha introducido nuevos productos como es el caso de los fertilizantes líquidos que se han difundido rápidamente en los últimos años, siendo el más utilizado el uan. Su valor de Equivalente en Carbonato de Calcio (ECC), conocido como la cantidad de carbonato de calcio que neutraliza la acidez producida por 100 kg del fertilizante, es 58, sustancialmente inferior al de la urea (84). Consecuentemente, la liberación de H^+ a la solución del suelo debería ser menor. Sin embargo, la producción de protones por unidad de N aplicada es similar aunque los cambios que resultan de su aplicación varían según el cultivo al que se aplica y la actividad rizosférica.

La actividad de la rizosfera (volumen de suelo próximo a las raíces e influenciado por la actividad de las mismas) influye en el balance de protones resultante en el suelo fertilizado. Las plantas han desarrollado intrincados mecanismos para detectar los nitratos e integrar su asimilación con la fotosíntesis y el mecanismo integral de N y C. Estos mecanismos permiten a las plantas controlar las tasas de crecimiento, arquitectura radical, relaciones C/N,

concentraciones de protones y balances iónicos y de pH bajo diversas condiciones ambientales. Las plantas reducen nitrato y nitrito en los tejidos de la raíz y tallos. Cantidades significativas de N son asimiladas con el consumo de grandes cantidades de energía, carbono y protones (Crawford et al., 2000) Cuando las plantas son fertilizadas con nitratos deben balancear el correspondiente exceso de cargas negativas liberando a la rizosfera cantidades equivalente de OH⁻ y HCO₃⁻ que elevan el pH rizosférico. Por otra parte, cuando las plantas reciben amonio, contrabilancean el exceso de cargas positivas liberando al medio rizosférico cantidades equivalentes de H⁺ que reducen el pH rizosférico (Hinsinger et al., 2003). Los fertilizantes con base amoniacal como la urea y el amoníaco anhidro entre otros, pueden reducir el pH rizosférico, alterando las poblaciones rizosféricas y la liberación de nutrientes desde la raíz y el suelo. No se conoce el comportamiento de fuentes mixtas como el uan sobre el pH rizosférico y no rizosférico.

En el maíz, este comportamiento regulador fue observado por Hoffman et al. (1994). Asimismo, en un Argiudol fertilizado con nitrato de amonio, se atribuyeron al efecto rizosférico los incrementos significativos de pH de 0.5 unidades (Rodríguez et al., 1997). Aunque no existe evidencia experimental en maíz, este efecto podría verse potenciado por la aplicación de altas dosis de fertilizantes al inicio del cultivo.

1.3.4.- Consideraciones finales

Los efectos ambientales mencionados han sido documentados en escalas locales, regionales y globales. A diferencia de algunas formas de contaminación, los impactos adversos del N no son obvios o dramáticos y el nivel de riesgo no es claro. Dados los limitados recursos disponibles para mitigar todas las formas de contaminación y la

importancia crítica del N en la producción de cultivos, se necesita un conocimiento apropiado de los riesgos para implementar manejos tendientes a evitar el deterioro ambiental y daño a todos los organismos.

1.4.- OBJETIVO GENERAL DE ESTA TESIS

Estudiar el impacto ambiental sobre el suelo y la atmósfera de fertilizantes nitrogenados aplicados al cultivo de maíz en la Pradera Pampeana.

1.5.- ESTRUCTURA DE LA TESIS

Esta tesis está organizada en 7 capítulos los cuales analizan aspectos del impacto ambiental del nitrógeno de los fertilizantes que se utilizan en el cultivo de maíz. En el Capítulo 3 se determinó la magnitud de la lixiviación de nitratos en un lote fertilizado con altas dosis de N y se evaluó el riesgo de daño ambiental por medio de la estimación del N potencialmente lixiviable. El estudio de lixiviación fue confirmado a través de la técnica del uso del isótopo ^{15}N (Capítulo 4). En el Capítulo 5 se estudió la incidencia de fuente y dosis de N en la magnitud de la emisión de NH_3 por volatilización. Finalmente, se analizó el impacto de la fertilización nitrogenada sobre la acidificación del suelo (Capítulo 6). En el Capítulo 7 se presentan las conclusiones finales.

1.6.- REFERENCIAS

- Addiscott TM y Benjamin N. 2004. Nitrate and human health. *Soil Use and Management* 20: 98-104.
- Al-Kanani T, Mackenzie AF y Blenkhorn H. 1991. The influence of formula modifications and additives on ammonia loss from surface-applied urea ammonium nitrate solution. *Fert. Res.* 22: 49-59.
- Alvarez CR, Rimski-Korsakov H, Prystupa P y Lavado RS. 2005. Pérdidas de nitrógeno en el cultivo de maíz bajo siembra directa en la Pampa Ondulada. Aceptado para su presentación en el VIII Congreso Nacional de Maíz. Rosario, 16-18 de noviembre de 2005.
- Andriulo A, Portela S, Nasal MC y Romatori F. 2004. Efecto del tipo de suelo sobre el transporte de solutos en lisímetros. I Nitratos. En actas del XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná, Entre Ríos. 22-25 de junio.
- Aravena R, Evans ML y Cherry JA. 1993. Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. *Ground water* 31: 180-186.
- Avnimelech Y y Laher M. 1977. Ammonia volatilization from soils: Equilibrium considerations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:1080-1084.
- Barak, P, Jobe B, Krueger A, Peterson L y Laird D. 1997. Effects of long-term soil acidification due to nitrogen fertilizers inputs in Wisconsin. *Plant and Soil* 197:61-69.
- Bolan NS, Hedley MJ y White RE. 1991. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. *Plant Soil* 134: 53 - 63.
- Boswell FC, Misinger JJ y Case NL. 1985. Production, marketing, and use of nitrogen fertilizers. En: *Fertilizer Technology and Use*. Engelstad, OP (ed) Soil Sci. Soc. Am., Inc. Madison, Wisconsin, USA.
- Calba H, Firdaus P, Charles T, Poss R y Jaillard B. 2004. The dynamics of protons, aluminium, and calcium in the rhizosphere of maize cultivated in tropical acid soils: experimental study and modelling. *Plant and Soil* 260: 33-46
- Cambardella CA, Moorman TB, Jaynes DB, Parkin TB y Karlen DL. 1999. Water quality in Walnut creek watershed: nitrate nitrogen in soils, subsurface drainage water and shallow groundwater. *J. Environ. Qual.* 28: 25-34.

- Carmichael WW, Falconer I R. 1993. Diseases related to freshwater blue-green algal toxins and control measures. En: Algal toxins in seafood and drinking water. Academy press. Cap 12: 187-209,
- Costa JL, Masone H, Martínez D, Suero EE, Vidal CM y Bedmar F. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agricultural Water Management* 1744: 1-15.
- Crawford N, Kahn M, Leustek Th y Long S. 2000. Nitrogen and Sulfur. En: *Biochemistry and Molecular Biology of Plants*. Buchanan, B., W. Gruissem and R. Jones (eds). American Society of Plant Physiologists. Rockville, Maryland. 786-844.
- Di HJ y Cameron KC. 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46:237-256.
- Fabrizzi K, Picone L, Berardo A y García F. 1998. Efecto de la fertilización nitrogenada y fosfatada en las propiedades químicas de un Argiudol típico. *Ciencia del Suelo* 16: 71-76.
- Fan MX y Mackenzie AF. 1993. Urea and phosphate interactions in fertilizer microsites-ammonia volatilization pH changes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 839-845.
- FAO. 2001. Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land. ISBN 92-5-104698-1.
- Fertilizar Asociación Civil. <http://www.fertilizar.com.ar/>
- Gezgin S y Bayraklı F. 1995. Ammonia volatilization from ammonium sulphate, ammonium nitrate and urea surface-applied to winter wheat on a calcareous soil. *J. Plant Nutrition*. 18: 2483-2494.
- Goden M y Leifert C. 1999. Potential risks and benefits of dietary nitrate. En: Wilson W.S., Ball A.S. y Hinton R.H. (eds), *Managing risks of nitrates to humans and the environment*. The Royal society of Chemistry, Cambridge, UK. Pp 269-280.
- Harrison R y Webb J. 2001. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. *Advances in Agronomy* 73: 67-108.
- He ZL, Alva AK, Calvert DV y Banks DJ. 1999. Ammonia volatilization from different fertilizer sources and effects of temperature and soil pH. *Soil Science Vol* 164 (10): 750-758.
- Hinsinger Ph, Passard C, Caixian T y Jaillard B. 2003. Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: A review. *Plant and Soil* 248: 43-59.

- Hoffmann C , Ladewig E, Claasen N y Jungk A. 1994. Phosphorus uptake of maize as affected by ammonium and nitrate nitrogen. Measurements and model calculations. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk*, 157: 225-232.
- Jenkinson DS. 2001. The impact of humans on the nitrogen cycle, with focus on temperate arable agriculture. *Plant and Soil* 228: 3-15.
- Jokela WE y Randall GW. 1997. Fate of fertilizer nitrogen as affected by time and rate of application on corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1695-1703.
- Kellman L y Hillaire-Marcel C. 2003. Evaluation of nitrogen isotopes as indicators of nitrate contamination sources in an agricultural watershed. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95: 87-102.
- Kenney DR y Bremner J M. 1967. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 31:34-39.
- Knox E y Moody DW. 1991. Influence of hydrology, soil properties and agricultural land use on nitrogen in groundwater. En: Follet RF, Keeney DR, Cruse RM (eds). *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability*. ASA, CSSA, SSSA. Madison, WI. Pp: 18-58.
- Lavado RS y Rimski-Korsakov H. 2004. Lixiviación de nitratos: Importancia de los factores condicionantes aislados y su interacción. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Ríos. 22-25 de junio.
- Ma BL, Li M, Dwyer LM y G Stewart. 2004. Effect of in-season application methods of fertilizer nitrogen on grain yield and nitrogen use efficiency in maize. *Can J. Soil Sci.* 84: 169-176.
- McKinney PA, Parslow R y Bodansky HJ . 1999. Nitrate exposure and childhood diabetes. En: Wilson W.S., Ball A.S. and Hinton R.H. (eds). *Managing risks of nitrates of humans and the environment*. The Royal Society of Chemistry. Cambridge, UK, pp 327-339.
- Melgar R y Camozzi ME. 2002. Guía de fertilizantes, enmiendas y productos nutricionales. Proyecto Fertilizar. INTA. 260 pp.
- Mengel K y Kirby EA. 2000. Principios de nutrición vegetal. Instituto internacional de la Potasa (ed). Basilea, Suiza. 607 pp.
- Muchojev R y Rechcigl JE. 1995. Nitrogen fertilizers. En: *Soil Amendments and environmental quality*. Jack E. Rechcigl (ed). University of Florida. Pp:2-49.

- Nathan MV y Malzer GL. 1994. Dynamics of ammonia volatilization from turkey manure and urea applied to soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:985-990.
- Ng HYF, Drury CF, Serem VK, Tan CS y Gaynor JD. 2000. Modelling and testing of the effect of tillage, cropping and water management practices on nitrate leaching in clay loam soil. *Agricultural Water Management* 43:111-131.
- Organización Mundial de la Salud. 1984. Guidelines for drinking water quality. Recommendations, vol 1. WHO. Geneva. Switzerland.
- Palma RM, Saubidet MI, Rimolo M y Utsumi J. 1998. Nitrogen losses by volatilization in a corn crop with two tillage systems in the Argentine Pampas. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29 (19&20): 2865-2879.
- Repavich WM, Sonzogni WC, Standrige JH, Wedepohl RE y Meisner LF. 1990. Cyanobacteria (blue-green algae) in Wisconsin waters: actual and chronic toxicity. *Water Research* 24: 225-231.
- Rimski-Korsakov H, Rubio G y Lavado RS. 2004. Potential losses of nitrate by leaching in soils of the pampas argentina. *Agricultural Water Manag.* 65: 83-94.
- Roelcke M, Han Y y Li SX. 1996. Laboratory measurements and simulations of ammonia volatilized from urea applied to calcareous Chinese loess soils. *Plant Soil* 181: 123-129.
- Rodríguez MB y Giambiagi N. 1995. Denitrification under tillage and no tillage pampean soils: relationships among soil water, available carbon, nitrate and N₂O production. *Commun Soil Sci Plant Anal* 26 : 3205-3220.
- Rodríguez MB, Cosentino DJ y Taboada MA. 1997. Fertilización nitrogenada en maíz: efecto del CAN y del nitrato amonio sobre la estabilidad estructural de un Hapludol Típico. En *Actas del VI Congreso Nacional de maíz. Tomo II, III: 154-158.*
- Roelofs JG y Houdijk AL. 1991. Ecological effects of ammonia. En: *Ammonia and odour emissions from livestock production.* V.C. Nielson, B.F. Pain y J. Hartung, (eds) Pp 10-16. Elsevier, Barking, UK.
- Sainz Rozas HR, Echeverría HE y Picone LI. 2001. Denitrification in maize under no-tillage effect of nitrogen rate and application time. *Soil Sci. Soc. Am. Journal* 65:1314-1323.
- Sainz Rozas H, HE Echeverría, Studdert GA y Andrade FH. 1999. No-till maize nitrogen uptake and yield: effect of urease inhibitor and application time. *Agronomy Journal* 91: 950-955.

- Schepers JS y Mosier AR. 1991. Accounting for nitrogen in nonequilibrium soil-crop system. En: Managing for Groundwater Quality and Farm Profitability. Keeney, D. R. y R. M. Cruse. (eds). SSSA, Madison, WI, Pp: 125.
- Tisdale S, Nelson W, Beaton J y Havlin J. 1993. Soil Fertility and Fertilizers. Paul F Corey (ed) 600 Pp.
- Urricariet S, Zubillaga MM y Couzelo L. 1999. Incidencia de pérdidas de N por volatilización en la producción de maíz bajo siembra directa. En actas del XVII CACS, Mar del Plata, 11-14/5/2000.
- Wallace A. 1994. Soil acidification from use of too much fertilizer. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 25 (1&2): 87-92.
- Watson CJ. 2000. Urease activity and inhibition. Principles and practice. The International Fertilizer Society. Proceeding N° 454, 39 Pp.
- White RE. 1987. Leaching. En: Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems. Wilson, J. R. (ed) CAB International. UK.

Capítulo 2

MATERIALES

Y

MÉTODOS GENERALES

2.1.- INTRODUCCION

Las hipótesis propuestas en esta tesis se presentan en cada uno de los capítulos y serán puestas a prueba por medio de la realización de ensayos de campo y ensayos en invernáculo. En todos ellos el cultivo utilizado fue maíz (*Zea mays* L.) y los tratamientos aplicados fueron diferentes fuentes nitrogenadas (1 o más) y diferentes dosis (siempre dos que varían en su magnitud).

En este capítulo se presenta información general de los ensayos y sus diseños experimentales. Las determinaciones analíticas y otros detalles metodológicos serán descriptos oportunamente en cada uno de los capítulos.

2.2.- ENSAYOS DE CAMPO

Se realizaron experimentos de fertilización nitrogenada sobre maíz durante dos ciclos sucesivos del cultivo (setiembre a febrero; 1998-99 y 99-00), los que constituyen la base experimental de los capítulos 3 y 4 de esta Tesis.

2.2.1.- Descripción del área geográfica y caracterización del suelo de la zona.

Estos ensayos a campo, se realizaron en un establecimiento agropecuario ubicado en el partido bonaerense de Salto, dentro de la unidad fisiográfica de la Llanura Pampeana, denominada Pampa Ondulada. Es el área productiva más importante de la Región Pampeana y por ende de la República Argentina. Se caracteriza por un relieve predominantemente ondulado y en partes recortado por cañadas, arroyos y ríos.

El partido de Salto está ubicado a 34 ° 17'30'' Latitud Sur y 60 °15' Longitud oeste, es decir en el corazón de la Pampa Ondulada. Salto se encuentra a 50 metros sobre el nivel del mar y su clima es continental moderado con temperaturas máximas y mínimas de 33° y 7,4 °, con una media anual de 16,5°. El régimen normal de lluvias es de 1200 mm distribuidas principalmente entre la primavera y otoño. Se encuentra atravesado en una línea irregular sud-oeste-este por el río Salto, al que afluyen arroyos tales como: el del burro Muerto, de los Gansos, Saladillo Chico y otros.

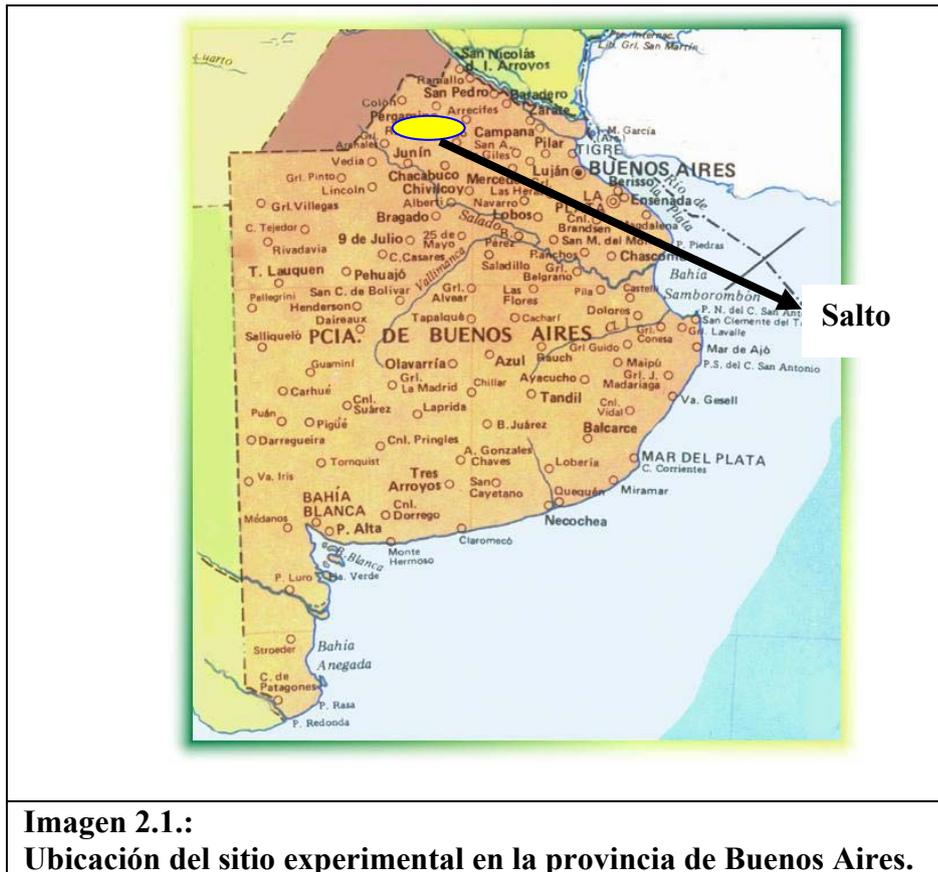


Imagen 2.1.:
Ubicación del sitio experimental en la provincia de Buenos Aires.

Los suelos en esta zona son clasificados como Argiudoles (típicos y vérticos), poseen buena aptitud agrícola; son profundos, oscuros y bien drenados. El perfil de suelo típico posee una capa arable (estrato superficial) de 25 a 30 cm de espesor. Los porcentajes de materia orgánica y nitrógeno total promedian el 3 % y 0,15 %, respectivamente. La textura es franco arcillosa, siendo su porcentaje de arcilla del 23 %. En los lugares donde existe pendiente, rasgo muy frecuente en la zona, se registra erosión producida por el escurrimiento de agua de lluvias.

La actividad agrícola es la predominante en la zona, siendo la secuencia de cultivos más difundida trigo/soja /maíz. El suelo se maneja bajo el sistema conocido como “labranza cero” o “siembra directa”. La siembra directa implica la completa eliminación de la

preparación mecánica de la cama de siembra y el manejo de las malezas se basa en el uso de herbicidas y de cultivos de cobertura. El cultivo es sembrado en un suelo sin disturbar que está cubierto por una capa de rastrojos preferentemente anclada al suelo (Lal, 1989). En la Argentina, el estudio del efecto de la siembra directa se viene realizando desde hace más de 30 años. La primera investigación se realizó durante los años 64/65 y 65/66 en el INTA Pergamino con el cultivo de maíz. Con posterioridad, en la Pradera Pampeana comenzaron estudios de larga duración con el objetivo de conocer el comportamiento de sistemas de labranza, incluyendo a la Siembra directa, bajo distintas secuencias de cultivos (Ferrari, 1998).

2.2.2.- Caracterización del suelo de los ensayos

El suelo del sitio elegido para los ensayos fue un Argiudol típico (Soil Taxonomy) Serie Pergamino (familia illítica térmica). Se seleccionaron dos situaciones: suelo cultivado y suelo prístino. En el suelo cultivado se viene desarrollando la rotación maíz-trigo-soja de segunda desde varias décadas atrás sin mostrar síntomas de deterioro. La situación prístina correspondió a un área reservada del establecimiento donde no se realizó ningún tipo de explotación agrícola ni ganadera. En ella no fueron aplicados tratamientos de fertilización; sólo fue considerada como un indicador de la incidencia del factor antrópico.

La caracterización general ambas situaciones se realizó sobre 4 muestras compuestas (n=3) extraídas a 0-20 cm de profundidad en los primeros días de setiembre (momento previo a la siembra del maíz del primer año). Se determinaron sus contenidos de materia orgánica, nitrógeno total, nitratos y fósforo extractable.

También se caracterizaron por su composición textural y se midieron sus valores de pH. En todos los casos, se utilizaron las técnicas analíticas estándar descritas en Sparks (1996) (Tabla 2.1).

Tabla 2.1: Características del horizonte superficial de las situaciones cultivada y prístina.

	<i>Situación cultivada</i>	<i>Situación prístina</i>
<i>Textura</i>	Franco arcilloso	Franco arcilloso
<i>Materia orgánica (%)</i>	3,5	3,8
<i>Nitrógeno total (%)</i>	0,17	0,22
<i>N-NO₃⁻ (kg ha⁻¹)</i>	30	40
<i>P extractable (B&K) (ppm)</i>	14	18
<i>pH (1:2,5)</i>	6,5	6,9

2.2.3.- Diseño experimental de los ensayos de campo

El diseño experimental elegido fue en bloques al azar (DBCA; n=3) donde cada tratamiento fue ubicado en una parcela de 7 x 10 m. En el momento de la siembra, se realizó una fertilización con fósforo (superfosfato triple de calcio) aplicado en una línea al costado de la semilla en una dosis de 20 kg P ha⁻¹. En el estadio de 6 hojas expandidas del maíz (V₆) se aplicaron los 3 tratamientos de fertilización nitrogenada: control, 120 y 180 kg N ha⁻¹ incorporados como urea (Imagen 2.2).



Imagen 2.2:
Fertilización en el momento de V6 del maíz.
(6 hojas expandidas)

En el segundo año, dentro de las parcelas fertilizadas se instalaron el mismo número de *microparcels* (1,5 m x 2,3 m) (Jokela y Randall, 1997). Las mismas fueron fertilizadas con las mismas dosis de N aplicado como urea enriquecida con átomos de ^{15}N en exceso. Esta metodología se describe detalladamente en el capítulo 4.

2.2.4.- Registros climáticos

Los datos climatológicos (temperaturas y lluvias) fueron extraídos de los registros de la Estación meteorológica que la empresa Monsanto posee en el partido de Salto. Se tomaron

registros diarios de temperaturas y precipitaciones que se utilizaron para la confección del balance de agua en el suelo.

El balance de agua en el suelo se estimó por medio de un modelo sencillo que calcula la diferencia entre las cantidades de agua del suelo correspondientes a las succiones de 1,5 MPa y 0,03 MPa conocidos como puntos de marchitez permanente (PMP) y capacidad de campo (CC) respectivamente. Este valor es afectado por un coeficiente de absorción de agua por el cultivo (K_c) de maíz que fue tomado de Andrade et al. (1996).

2.3.- EXPERIMENTOS EN INVERNÁCULO.

Por medio de dos ensayos realizados en el invernáculo de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes de la Facultad de Agronomía de la UBA se estudió la incidencia de la fuente y dosis de fertilizante nitrogenado en la volatilización del N (Capítulo 5) y en la acidificación del suelo (Capítulo 6).

En ambos ensayos se utilizó el suelo descrito en 2.1.2. En el estudio de volatilización los fertilizantes aplicados fueron urea y uan (urea-nitrato de amonio) en dosis de 120 y 180 kg N ha⁻¹. Los contenedores de suelo donde desarrollaron las plantas de maíz fueron cajones con tepes (volumen de suelo con plantas de 0,6 x 0,6 x 0,3 cm). En el estudio de acidificación se aplicaron urea, uan y can en dosis de 100 y 200 kg N ha⁻¹. En este caso, las plantas de maíz desarrollaron en macetas de 3 dm³ de capacidad.

Las determinaciones analíticas realizadas en cada ensayo se describen en los capítulos correspondientes.

2.4.- REFERENCIAS

- Andrade F.H., Cirilo A, Uhart S y Otegui ME. 1996. Ecofisiología del cultivo de maíz. Balcarce-Buenos Aires, pp 292.
- Ferrari M. 1998. La siembra directa y el rendimiento de los cultivos en la Pampa húmeda. En: Siembra directa. Panigatti JL, Marelli H, Buschiazzo D y Gil R (eds). Hemisferio Sur. 191-196.
- INTA. 1974. Carta de suelos de la República Argentina. Hoja 3560-3: Salto, Buenos Aires.
- Lal R. 1989. Conservation tillage for sustainable agriculture: tropics vs. temperate environments. *Advances in Agronomy* 42: 186-197
- Sparks L. 1996. Chemical methods. En: *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy, Madison, WI. USA. 1390 pp.

Capítulo 3

INCIDENCIA DE LA FERTILIZACION Y LA DISPONIBILIDAD DE AGUA EN EL RIESGO DE LIXIVIACION DE NITRATOS

3.1.-. INTRODUCCIÓN

La relación entre dosis de N del fertilizante aplicado, rendimiento y lixiviación de nitratos necesita ser cuantificada a fin de desarrollar prácticas de manejo de suelo y cultivo que sean económica y ecológicamente sostenibles. La relación entre el rendimiento del maíz y la dosis de aplicación del fertilizante nitrogenado ha sido el foco de intensa investigación durante los últimos 50 años (Jaynes et al., 2001). En cambio, los estudios sobre pérdidas de nitratos por lixiviación y su relación con la dosis de aplicación del N del fertilizante son más actuales (Angle et al., 1993; Rasse et al., 1998).

A nivel internacional, Baker y Jonson (1981) informaron que el incremento de 100 a 250 kg N ha⁻¹ en la dosis de fertilizante aplicado al maíz duplicó la concentración de nitratos en agua de drenaje de 20 a 40 mg NL⁻¹. Resultados similares han sido reportados por Gast et al. (1978) para el fertilizante nitrogenado aplicado a maíz continuo. Estos estudios han provisto valiosa información acerca del efecto de las dosis de fertilizantes nitrogenados sobre la lixiviación de nitratos. Sin embargo, se trata de estudios conducidos en parcelas pequeñas que han recibido manejo intensivo, en lugar de campos de producción. La incidencia de altas dosis de N sobre la lixiviación de nitratos medida en campos de producción de alta productividad aún no se ha determinado (Jaynes et al., 2001). En la Argentina, Costa et al. (2002) observaron en el SE de la provincia de Buenos Aires, valores de nitratos residuales (acumulados entre 0 y 1,5 m de profundidad) de 140 kg Nha⁻¹ en parcelas de maíz con riego donde se aplicaron dosis excesivas de fertilizantes nitrogenados. En la misma zona, el 35 % de los acuíferos muestreados presentaron valores de nitratos en agua mayores al límite permitido por la ley para el agua potable (10 mg L⁻¹). En el NE de la Región Pampeana, Andriulo et al. (2000) establecieron que la cantidad de N lixiviado en una secuencia maíz-soja bajo riego fue de 50 kg N ha⁻¹ y la concentración media en nitratos del agua de drenaje fue de

63 mg L⁻¹. Estos valores, que fueron considerados altos, se atribuyeron a un drenaje excesivamente rápido durante el ciclo del cultivo.

La incorporación de riego complementario (práctica aún poco difundida en producciones extensivas), sería entonces un factor determinante del incremento en la concentración de nitratos en profundidad. Sin embargo, aún en ausencia de riego, la condición climática determinó que los valores de N-NO₃⁻ residuales variaran entre 80 y 128 kg Nha⁻¹ y los nitratos lixiviables de 28 a 38 kg Nha⁻¹ (Rimski-Korsakov et al., 2004). Además, se ha observado que la mayor disponibilidad de agua promueve mayor absorción de N por el cultivo, lo que reduce la cantidad de nitratos remanentes susceptibles de sufrir lixiviación (Lavado y Rimski-Korsakov, 2004).

Estos antecedentes muestran que la incidencia de la dosis de fertilizantes ante variaciones en la disponibilidad de agua sobre el riesgo de acumulación de nitratos en el perfil del suelo es aún poco clara. La discusión que se presenta en este capítulo parte de los siguientes interrogantes:

- *cuál será la variación en la acumulación de nitratos por encima y por debajo del 1,5 m de profundidad (residuales y potencialmente lixiviables respectivamente) cuando se pasa de una dosis media a una dosis alta de fertilizante nitrogenado en el cultivo de maíz?*

- *Cómo incidirá la variabilidad climática, en particular la condición hídrica, en la acumulación de nitratos residuales y lixiviables?*

3.2.- OBJETIVOS

- a) Determinar los valores de nitratos residuales y nitratos potencialmente lixiviables (acumulado por encima y por debajo del 1,5 m de profundidad respectivamente) a la madurez fisiológica del maíz en el suelo fertilizado con dosis media y alta de fertilizante nitrogenado.

- b) Establecer la incidencia de la variabilidad climática en los valores de acumulación determinados en el objetivo a).

3.3.- HIPÓTESIS

- a) A mayor dosis de N aplicado con el fertilizante se producirán mayores rendimientos aunque, en razón del balance de N altamente positivo, el contenido de nitratos potencialmente lixiviables en suelo será más alto.

- b) La mayor disponibilidad de agua coincidirá con mayores rendimientos del maíz y menores valores de nitratos acumulados en el perfil del suelo.

3.4.- MATERIALES Y MÉTODOS.

En este capítulo se analizaron los tratamientos testigo, urea 120 (120 kg N ha^{-1}) y urea 180 (180 kg N ha^{-1}) para dos ciclos de maíz sucesivos (1998-1999 y 1999-2000). Las características generales de los ensayos fueron descritas en el Capítulo 2 de esta tesis (Página 32).

3.4.1. Muestreo y determinaciones de suelos

Distribución del contenido de nitratos en el perfil del suelo:

El muestreo se realizó en septiembre '98 y '99 y marzo de '99 y '00 respectivamente, coincidentes con el inicio y fin del ciclo del maíz (pre-siembra y la cosecha respectivamente). En cada parcela se designaron al azar 3 puntos en los cuales se introdujo un barreno neumático de profundidad Eijelklamp con martillo de percusión. Se extrajeron así muestras en intervalos de 30 cm desde la superficie hasta la profundidad de 3 m (Imágenes 3.1, 3.2 y 3.3). Las 3 muestras correspondientes a cada profundidad se reunieron en una muestra compuesta por parcela y estrato del suelo. Las muestras fueron conservadas en freezer por un tiempo no mayor a una semana previo a la determinación de su contenido de nitratos.



Imagen 3.1

**Imágenes 3.1, 3.2 y 3.3.- :
Vistas del barreno neumático
extrayendo muestras de suelo a distintas
profundidades.**



Imagen 3.2



Imagen 3.3

El contenido de $N-NO_3^-$ en cada muestra fue determinado por la Técnica de diazotación con Snedd (Daniel y Marbán, 1989). Dicha técnica consiste en una etapa de extracción

seguida de una colorimetría. La muestra de suelo húmeda se agita con una solución extractora compuesta por sulfato de cobre (2,5 %) y ácido bórico (1M). Una alícuota de dicho extracto se hace reaccionar con un catalizador y solución de sulfato de hidracina. Posterior al agregado de 4 ml de reactivo SNEDD se toma un alícuota y se procede a realizar la lectura con espectrofotómetro a 540 nanómetros. Se compara con curva patrón de 0, 2, 4 y 6 ppm de N-NO_3^- . La humedad gravimétrica (HG) de las muestras fue determinada en estufa a 105 °C hasta constancia en peso (Gardner, 1983).

Cálculo del contenido de agua en el suelo.

El contenido de agua en el suelo se determinó para ambos años estudiados. Con tal fin se aplicó el Balance hidrológico climático con coeficiente de cultivo descrito en el Capítulo 2 de esta tesis (Página 37).

3.4.2.- Muestreo y determinaciones en planta

Biomasa de grano y vástago (hojas y tallos).

En el estadio de madurez fisiológica se extrajeron 3 metros lineales de plantas tomados al azar de cada parcela. En el laboratorio, las plantas fueron seccionadas en biomasa de grano y biomasa de vástagos (hojas y tallos). Ambos grupos de biomasa vegetales fueron secados en estufa a 60 °C hasta constancia en peso.

N absorbido en grano y vástago (hoja y tallo).

Las muestras de grano y hoja y tallo recolectadas en madurez fisiológica fueron secadas a estufa a 60 °C, pesadas, cortadas y molidas (1mm) para la determinación de su contenido de N. La concentración de N total fue determinada por Kjeldahl en 0,5 g de muestra de grano y vástagos (Bremner y Mulvaney, 1982).

3.4.3.- Balance de N en el sistema suelo planta

$$N_{rem} = N_i + N_m + N_f - N_c - N_d$$

Donde:

N_{rem} = N-NO₃⁻ remanente en el suelo. Se trata del contenido de nitratos. Determinado en el estadio de madurez fisiológica del maíz.

N_i = N-NO₃⁻ en suelo a la siembra del cultivo. Contenido de nitratos determinado en el momento de la siembra del cultivo en la profundidad de 0-30 cm.

N_m = N-NO₃⁻ mineralizado en el suelo durante la estación de crecimiento.

N_f = N aplicado como fertilizante.

N_d = N desnitrificado. Contenido de N perdido por reducción de los nitratos presentes en el suelo durante el ciclo del cultivo. Dato estimado.

N_c = N absorbido por el cultivo. Es el N contenido en el grano de maíz a la cosecha del cultivo.

3.4.3.- Análisis estadístico

El efecto de la dosis de fertilizante sobre la concentración de nitratos en los estratos del suelo fue evaluado por ANOVA. Las diferencias entre las medias de los tratamientos que

difieron significativamente fueron determinadas por el test LSD ($p < 0.05$). Se utilizó el software Statistix for Windows (Versión 2.0, 1998).

3. 5.- RESULTADOS Y DISCUSION

3.5.1.- Nitratos residuales y nitratos potencialmente lixiviables.

La distribución en profundidad del N mineral medida al momento de madurez fisiológica del maíz en ambos años se presenta en la Figura 3.2.

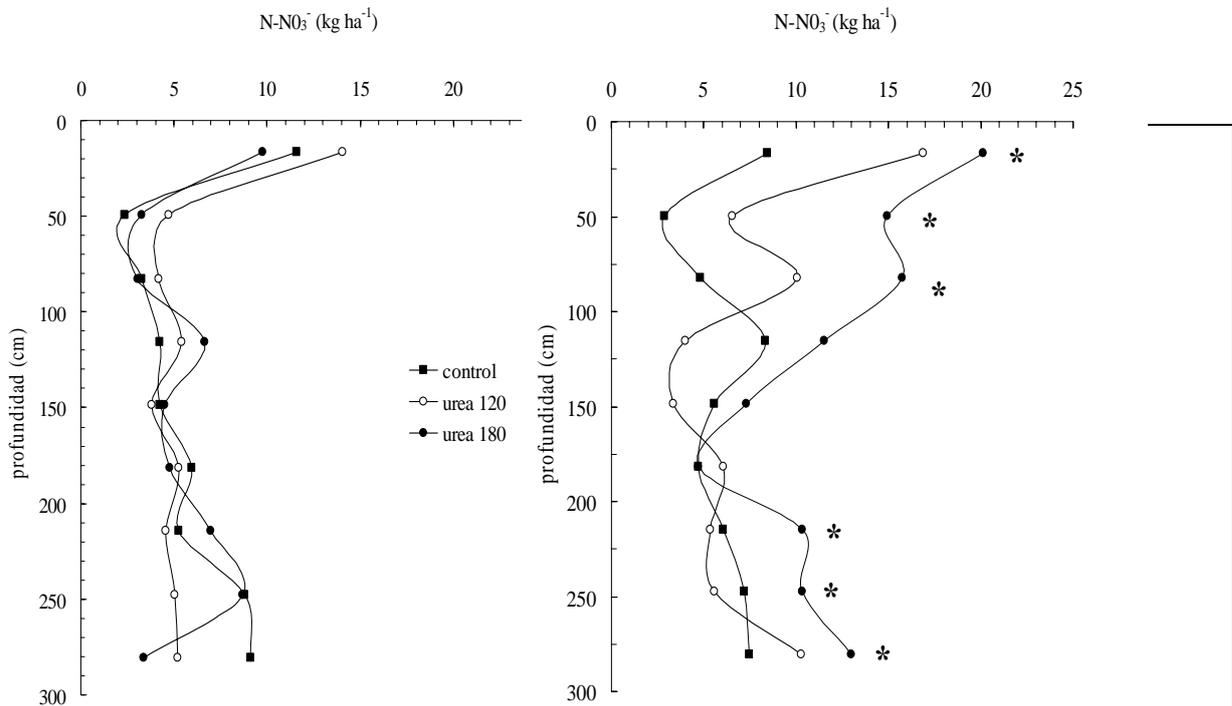
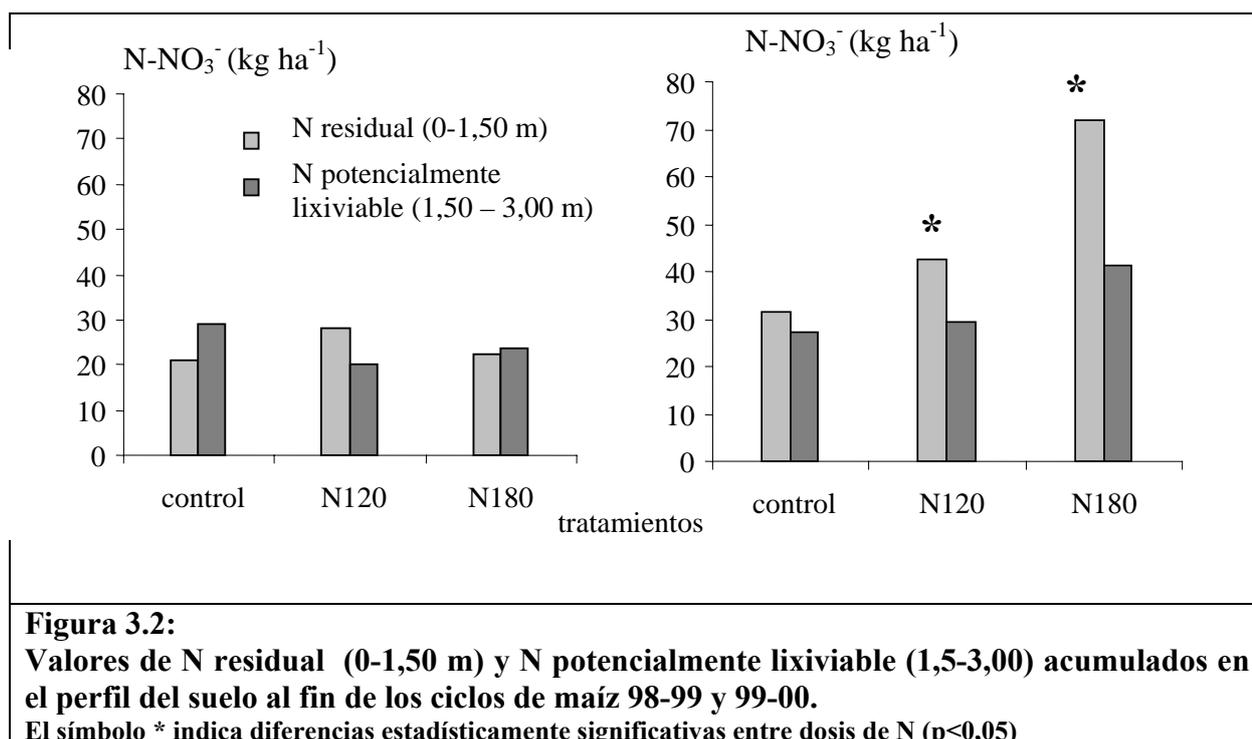


Figura 3.2 :
Distribución en profundidad del contenido de N-NO₃⁻ para los ciclos 98-99 y 99-00.

En el ciclo 98-99, la cantidad de N-NO₃⁻ acumulada de 0-3 m fue de 50,4; 46,1 y 46,3 kg N ha⁻¹ para los tratamientos testigo, N 120 y N 180 respectivamente. En el ciclo 99-00, los valores de N-NO₃⁻ acumulado de 0-3 m fueron 58,8; 71,7 y 113,3 kg N ha⁻¹, para los tratamientos testigo, 120 y 180 kg de N-NO₃⁻ respectivamente. Estos valores resultaron 14, 33 y 59 % superiores a los observados en el primer año. En el primer año de ensayos no se observaron efectos significativos de la fertilización en ningún estrato del perfil (p<0,05),

mientras que en el segundo se observaron efectos significativos de la fertilización en la dosis de 120 N para las profundidades de muestreo ubicadas por encima del 1,5 m.

El contenido de N residuales (0-1,5 m) y N potencialmente lixiviable (1,5-3,00 m) se muestran en la Figura 3.3.-



Tanto el N residual como el N potencialmente lixiviable acumulados en el segundo año superaron a los correspondientes al primero (p<0,05). La proporción de N residual /N potencialmente lixiviable fue variable según tratamiento y año. En el primer año, el N residual resultó similar al N potencialmente lixiviable, mientras en el segundo año, la diferencia entre el N residual y el N potencialmente lixiviable aumentó con la dosis.

Los valores de N residual y potencialmente lixiviable dependen del N remanente en el balance de N en el suelo al fin del ciclo. El N remanente es susceptible de seguir varios destinos, uno de los cuales es la migración hacia las capas profundas del suelo produciendo contaminación de las aguas subterráneas. En los siguientes ítems se discute en qué medida la

disponibilidad de N y de agua determinó el incremento en el riesgo de lixiviación de nitratos en ambos ciclos de maíz.

3.5.2.- N remanente para la lixiviación.

3.5.2.1. Balance de N en el sistema suelo-planta.

En las tablas 3.1 y 3.2 se presentan los ítems del balance de N para los ciclos de maíz 98-99 y 99-00 respectivamente.

Tabla 3.1:

Balance de N en el sistema suelo-planta (0-30 cm) para los ciclos 98-99 y 99-00 (kg N ha⁻¹).

Ni: N inicial en el suelo a la siembra; Nm: N mineralizado durante el ciclo del cultivo;

Nf: N aportado con el fertilizante; Nd: N desnitrificado y Nrem: N remanente al fin del ciclo.

<i>Ciclos</i>	<i>tratamiento</i>	<i>Ni</i>	<i>Nm</i>	<i>Nf</i>	<i>N abs</i>	<i>Nd</i>	<i>N rem</i>
	<i>Testigo</i>	35	100	0	94,7	0	40,3 a
1998-99	<i>N 120</i>	35	100	120	119,5	0	135,5 b
	<i>N 180</i>	35	100	180	139,8	0	175,2 c
	<i>Testigo</i>	25	90	0	108,1	0	66,9 a
1999-00	<i>N 120</i>	25	90	120	137,9	0	97,1 b
	<i>N 180</i>	25	90	180	166,6	0	128,4 c

Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos dentro del mismo ciclo.

Los valores de N remanente calculados para ambos ciclos indican la existencia de un balance en exceso en todos los tratamientos y años resultando mayores en el ciclo 98-99. Los valores de N remanente fueron afectados significativamente por la aplicación de nitrógeno ($p < 0,05$) observándose diferencias entre dosis. La aplicación de N en el primer año incrementó el contenido de N remanente en 3,4 y 4.3 veces respecto del testigo mientras que en el segundo lo hizo en 1.5 y 1.9 para las dosis N 120 y N 180 respectivamente. A mayor

dosis, también se supone mayor absorción de N por parte del cultivo y menor N susceptible de lixiviarse. Sin embargo, nuestros datos explican lo propuesto en la hipótesis a) ya que a pesar del incremento de la absorción de N en respuesta a la fertilización, el N potencialmente lixiviable también aumentó a causa del balance de N en exceso. La relación existente entre la dosis de fertilizante aplicada y el N potencialmente lixiviable dependerá entonces, de la absorción del cultivo y del potencial de mineralización del suelo.

3.5.2.2.- N mineralizado

El contenido de N medido al fin del ciclo para el estrato 0-30 cm fue muy inferior que el calculado (N rem) razón por la cual se presume que el contenido de N mineralizado fue muy superior al utilizado en el balance de N. Es conocido que la mineralización contribuye en gran medida al N remanente en suelos cultivados (Adiscott, 2004; Jenkinson, 2001). En este suelo se utilizó un valor de 100 kg N ha^{-1} medido por investigadores que trabajaron en la misma zona (Otegui et al., 1997). Este valor corresponde al ciclo del cultivo, pero se ha demostrado que sigue incrementándose si las temperaturas del período posterior a la cosecha permiten la continuidad de altas tasas de mineralización. Si la ocurrencia de lluvias postcosecha genera un balance hídrico positivo los nitratos acumulados pueden ser transportados en profundidad. Al respecto, Costa et al (2002) informaron valores de N remanente (140 kg N ha^{-1}) similares a los observados con nuestra menor dosis pero medidos en un cultivo de maíz que recibió $200 \text{ kg de N ha}^{-1}$ de los cuales mineralizó 150 y absorbió 280.

El potencial de mineralización de N del suelo que se estudia fue estimado a través de un análisis comparativo entre el suelo cultivado sin fertilización y prístino. La situación

prístina se seleccionó a fin de separar la incidencia del cultivo en la dinámica de los nitratos en el perfil del suelo. La distribución en profundidad de los nitratos se muestra en la Figura 3.4.

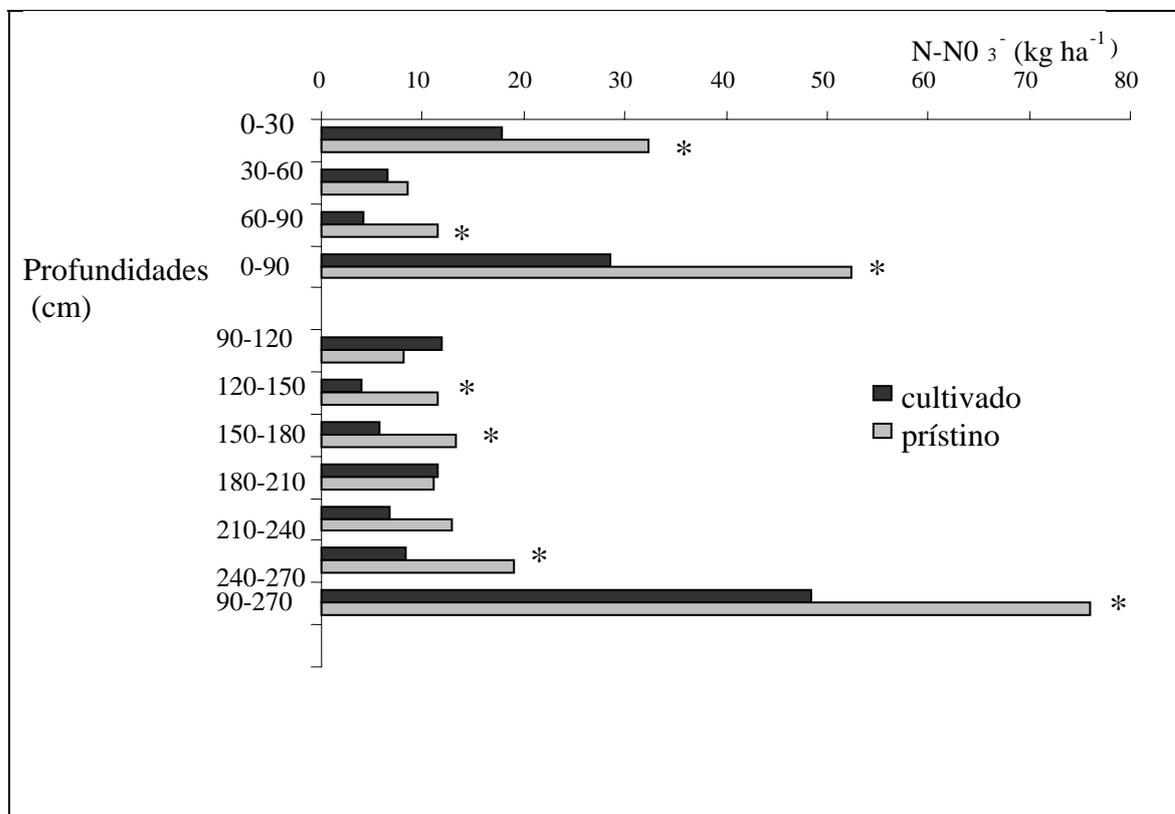


Figura 3.4 : Distribución en profundidad del contenido de nitratos en el suelo prístino y cultivado determinada en la presiembra del maíz. El símbolo * indica diferencias significativas entre tratamientos prístino y cultivado para cada profundidad de muestreo.

El patrón de distribución en profundidad de nitratos en el suelo prístino mostró una tendencia similar al correspondiente al lote cultivado aunque con valores ligeramente más altos en casi todos los estratos muestreados. Cabe destacar que ambas situaciones poseen las mismas características morfológicas del perfil del suelo y la incidencia histórica del clima. Difieren, en el manejo, principalmente laboreo del suelo, presencia del cultivo e historia de la fertilización aplicada a la situación cultivada en campañas anteriores. Dicha situación de agricultura continua presentó variaciones más marcadas entre estratos las cuales se debieron a la acumulación de nitratos ocurrida en el tiempo a causa de las sucesivas fertilizaciones por

más de 5 años. En el caso del lote prístino, no se observó tal variabilidad entre estratos en razón de la ausencia de aportes de nitrógeno y agua externos al sistema (riego).

En base a estos datos se calcularon los valores de N residual y N potencialmente lixiviable para dichas situaciones (Figura 3.5).

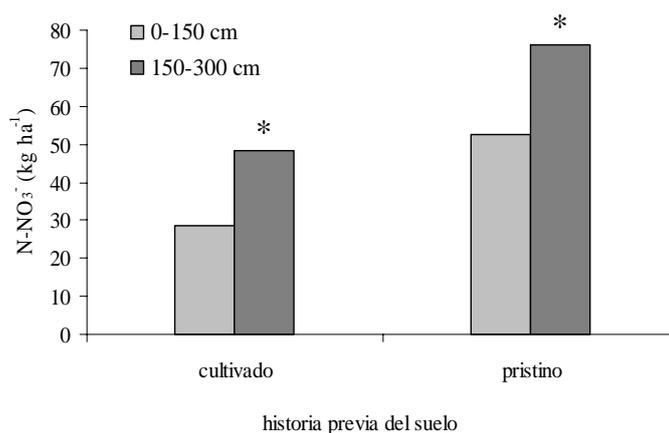


Figura 3.5 :
Distribución del contenido de N-NO₃⁻ (kg ha⁻¹) para el suelo prístino y cultivado en los estratos 0-150 cm y 150 -300 cm. El símbolo * indica diferencias significativas (p<0,05) entre cultivado y prístino para cada estrato del suelo.

En el momento de presiembra, el lote cultivado, presentó menor contenido de nitratos que el lote prístino ya que el contenido de N disponible como nitratos entre 0 y 270 cm fue de 128 kg ha⁻¹, encontrándose el 41 % de ellos en los primeros 90 cm. El lote cultivado, en cambio, acumuló en todo su perfil un 40 % menos de N que se distribuyó en 37 % por encima de los 90 cm y el resto por debajo. Esto indica que, a pesar de la historia de fertilización con altas dosis del suelo cultivado, el balance de N fue más negativo y los niveles de nitratos lixiviados por debajo del metro son menores respecto del lote prístino. La importancia relativa de la absorción por el cultivo y el aporte de nitratos por mineralización

se evidencia en la evolución en el tiempo del contenido de nitratos en el testigo sin fertilización que se muestra en la Figura 3.6.

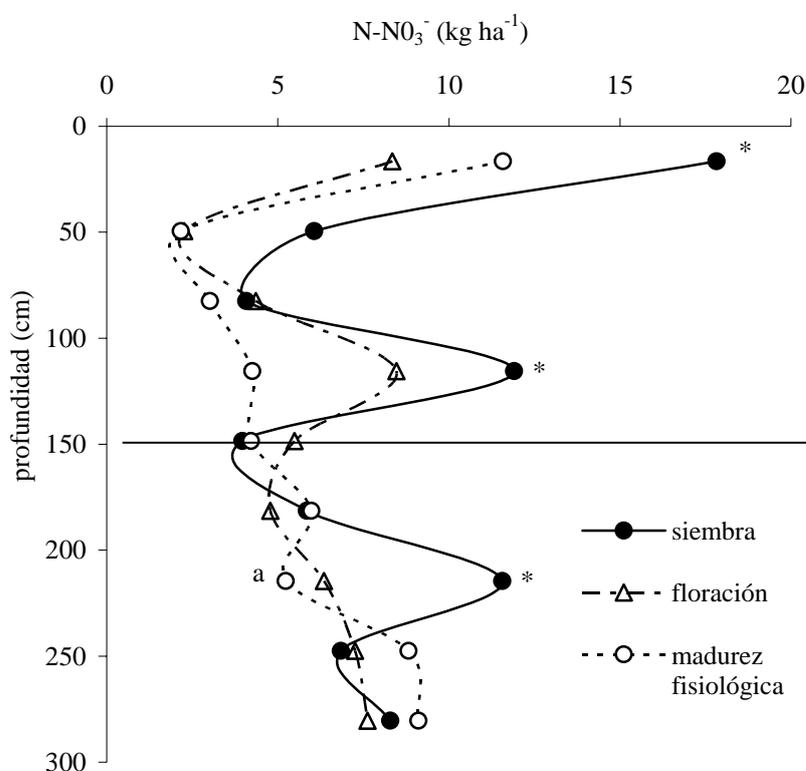


Figura 3.6: Concentración de nitratos en función de la profundidad del suelo para 3 momentos del ciclo del maíz. El símbolo * indica diferencias significativas ($p < 0,05$) entre momentos fenológicos del cultivo.

En el momento de la siembra del cultivo, los mayores valores de nitratos se observaron en las profundidades 0,33; 1,2 y 2,4 m. En el estrato superficial (0,33 m), la acumulación de nitratos fue mayor debido a que la mineralización del N orgánico nativo es la máxima del perfil. La actividad microbiana nitrificadora es alta en razón de la óptima combinación de factores reguladores del proceso (temperatura, oxígeno y N orgánico). Estos nitratos formados en superficie pueden seguir varios destinos: absorción por el cultivo, desnitrificación, inmovilización biológica y lixiviación a través del perfil. A partir del

momento de la siembra, el cultivo comenzó absorber nitratos del suelo principalmente del estrato 0-1 m causando su disminución. Los nitratos acumulados por debajo del metro de profundidad disminuyeron de 48,4 a 37,6 kg Nha⁻¹ entre siembra y cosecha. Dicha disminución representó el 22,3 % de los nitratos acumulados en todo el perfil a la siembra atribuyéndose preferentemente a su salida fuera del perfil por lixiviación, ya que a esas profundidades las pérdidas por desnitrificación pueden considerarse despreciables. Estos valores demuestran que, aún sin fertilización podrían producirse pérdidas por lixiviación que pueden verse aumentados por el agregado de N.

3.5.3.- Disponibilidad de agua

Los valores medios mensuales de precipitaciones pluviales ocurridas durante ambos ensayos se presentan en la Figura 3.7.

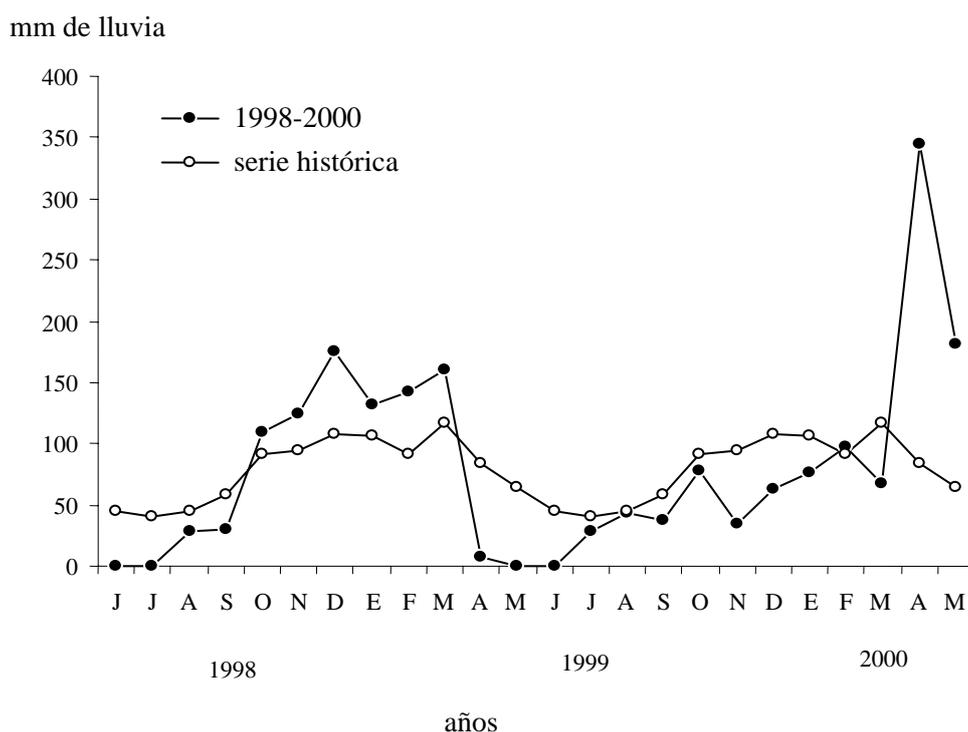


Figura 3.7:
Lluvias medias mensuales ocurridas entre junio de 1998 y mayo de 2000.

En nuestro estudio, existen dos momentos fundamentales que es preciso analizar separadamente: el período comprendido entre siembra y cosecha del maíz y el período pos-cosecha. Como puede observarse, en ambos años los valores difirieron sustancialmente de la serie histórica. Durante el ciclo de maíz 98-99 las lluvias fueron superiores a dicha serie, mientras que en el ciclo siguiente, ocurrió a la inversa. La distribución de las precipitaciones en el ciclo del cultivo es un punto clave en la estimación de riesgo de lixiviación de nitratos. Esto se debe a que la ocurrencia de lluvias debe “sincronizar” con la oferta del suelo para que el N mineral disponible sea transportado a través del perfil del suelo y alcance las capas de agua subterráneas.

Durante el ciclo del cultivo, la ocurrencia de lixiviación de nitratos dependió de la sincronización entre la absorción del maíz y la presencia de alto nivel de nitratos en el suelo hasta los 150 cm de profundidad. No obstante, algunos autores estiman que en regiones templadas, el ingreso de agua por precipitaciones y riego durante la estación de crecimiento podrían tener solo un efecto limitado sobre la lixiviación de nitratos ya que el agua ingresada al perfil sería utilizada por el cultivo incrementando así la absorción del N por el cultivo. Condiciones de mayor humedad podrían incrementar la desnitrificación que, además podría reducir la lixiviación de nitratos (Di et al, 1998). Sin embargo la lluvia inmediatamente después de la aplicación del fertilizante favorece la lixiviación de nitratos no sólo porque incrementa los flujos by-pass a través de los macroporos, sino porque reduce el potencial de volatilización (Powlson et al., 1992).

En la poscosecha o período que se extiende hasta el próximo cultivo, en cambio, el riesgo de contaminación depende de la cantidad de $N-NO_3^-$ medida en el perfil a cosecha y la ocurrencia de lluvias otoñales, que es históricamente alta. En este período, la falta de un cultivo que absorba N constituye un factor que incrementa las posibilidades de aumento de los nitratos en el agua subterránea.

Como puede observarse en la Figura 3.8, la distribución de las lluvias entre estos dos períodos fue sustancialmente diferente en los dos años.

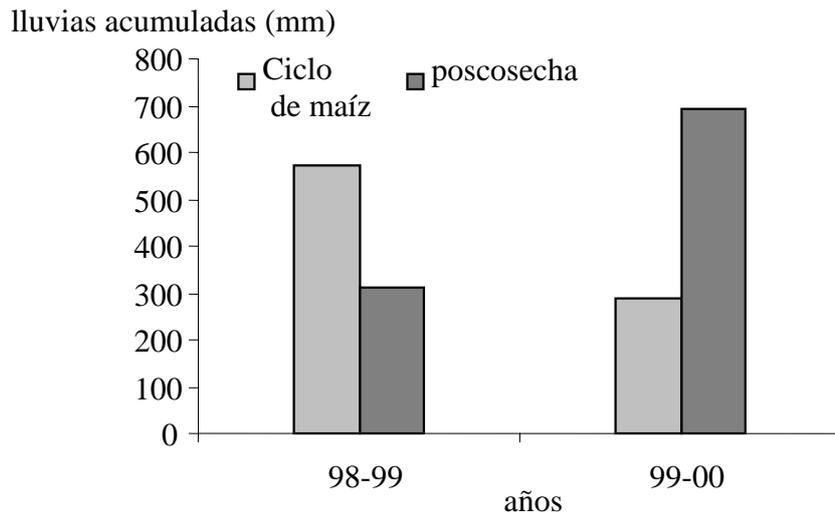


Figura 3.8.-
Distribución de las lluvias acumuladas durante el ciclo del
maíz y en la poscosecha (3 meses posteriores a la cosecha en los
años 98-99 y 99-00.

En el primer año, la ocurrencia de lluvias durante el ciclo provocó que la lixiviación ocurriera predominantemente antes de la cosecha. En el segundo ciclo, en cambio, el riesgo fue mayor ya que las precipitaciones poscosecha fueron muy superiores.

Aunque la ocurrencia de lluvias es fundamental para evaluar la probabilidad de lixiviación, la presencia de un cultivo absorbiendo agua, torna al dato de lámina de agua un indicador más fiel de la disponibilidad de agua en el perfil (Figura 3.9).

Contenido de agua en el suelo (mm)

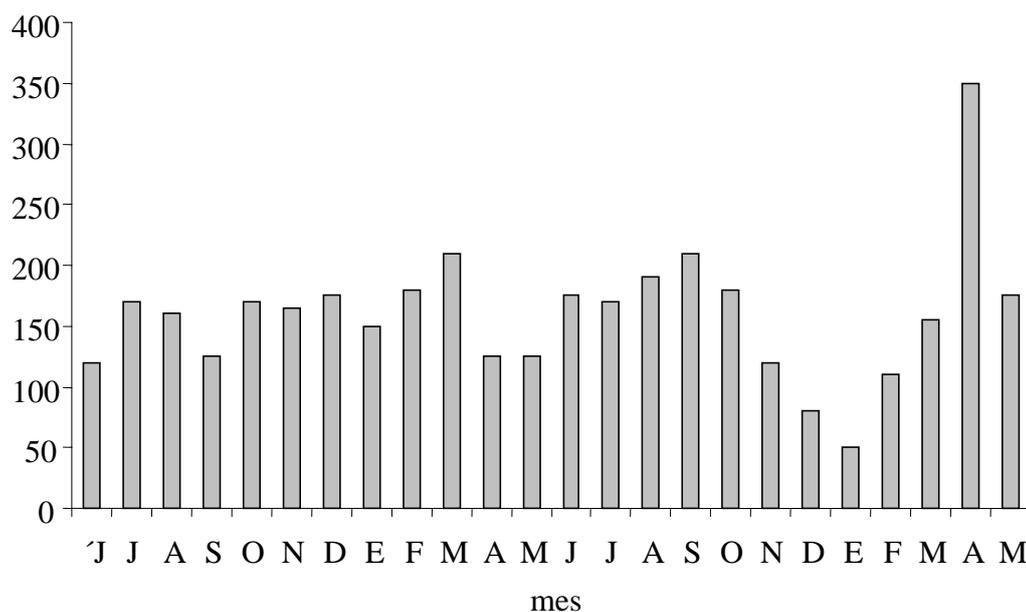


Figura 3.9:
Lámina de agua presente en el suelo durante el período junio 1998 y mayo 2000.

El requerimiento hídrico óptimo para un cultivo de maíz en esta zona es de 540 +/- 50 mm (Otegui et al., 1992), de modo que la humedad disponible garantizó la absorción de N por el cultivo y su normal desarrollo en el período 98-99. La lámina de agua se mantuvo por encima del nivel de capacidad de campo durante todo el período medido. La campaña 99-00 en cambio, mostró un déficit hídrico en la mayor parte del ciclo del cultivo, particularmente en el período de floración. Dicho período fue seguido de exceso de agua en postcosecha.

3.5.3.1.- Lixiviación de nitratos y condición hídrica

En regiones templadas, el período más proclive a presentar lixiviación de nitratos es del barbecho posterior a la cosecha, durante el otoño y el invierno. En el otoño cuando la evaporación disminuye y la humedad del suelo aumenta, la actividad microbiana aumenta resultando en un incremento de la mineralización del N orgánico (Di and Cameron, 2002). En

las mediciones presentadas en esta tesis se produjeron incrementos tanto en la disponibilidad de agua en el suelo en los meses subsiguientes a la cosecha del maíz. La lámina de agua acumulada en los 3 meses previos a la siembra del cultivo siguiente y el valor de nitratos acumulados en el perfil del suelo a cosecha se presentan en la Figura 3.10.

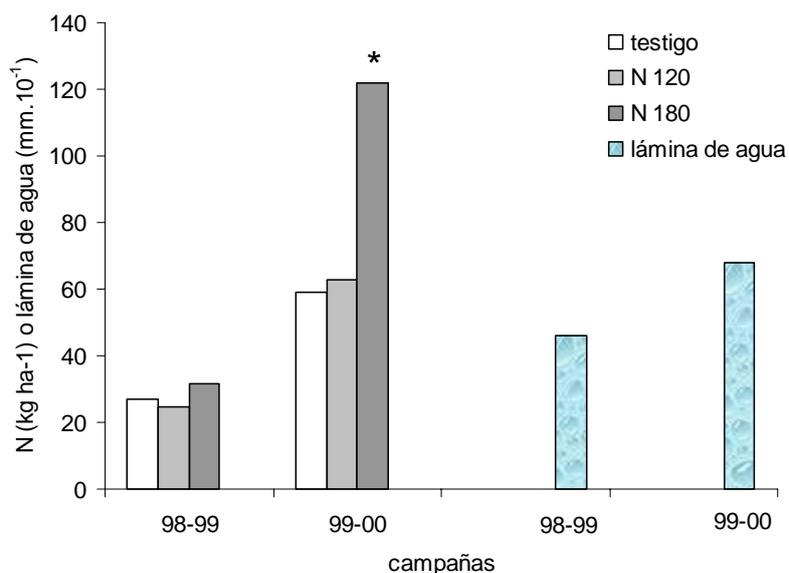


Figura 3.10 :

Contenido de N-NO₃⁻ acumulados en el perfil del suelo (0-3.00 m) a la cosecha del maíz y lámina de agua acumulada en los 3 meses posteriores a la cosecha para las campañas 98-99 y 99-00.

En ambos casos, la lámina de agua fue importante (460 y 680 mm) constituyendo el factor que maximizaría el riesgo de lixiviación de los nitratos acumulados a cosecha. Dicho riesgo fue mayor en el segundo año, ya que la cantidad de N acumulada a cosecha para el tratamiento N 180 fue 4 veces mayor respecto del primer año (32 vs 122 kg N ha⁻¹). Estos valores se irían incrementando más allá de la cosecha ya que no existió un cultivo creciendo que absorbiera los nitratos presentes en el suelo mientras que las labores de preparación del suelo para el cultivo siguiente aceleraron la mineralización del N orgánico (Francis et al., 1995). Según Cambardella et al., (1999), una gran proporción del N perdido por esta vía

(hasta un 95 %) ocurre durante el período en que no hay vegetación presente en el suelo. En este momento, la mayor cantidad del N perdido no proviene directamente del N aplicado con el fertilizante, sino de la mineralización del N orgánico, o re-mineralización del N del fertilizante que fue incorporado al suelo con el cultivo anterior.

En síntesis, las condiciones hídricas reinantes durante la campaña 98-99 (año húmedo) se tradujeron en un alto aprovechamiento del N aplicado por parte del cultivo. Esto se vio reflejado en los mayores rendimientos y respuesta a la fertilización. De hecho, entre noviembre y marzo, período durante el cual se desarrolla casi totalmente el ciclo del maíz, se produjo una diferencia de 365 mm a favor del año húmedo. En este contexto, la cantidad de N que quedó disponible para eventualmente sufrir lixiviación fue menor. En la campaña siguiente (año seco), la situación de déficit hídrico condicionó la absorción de N por el cultivo incrementándose así el tamaño del pool de N potencialmente lixiviable.

Si bien es obvio que la dosis de fertilizante que se utilice afecta las pérdidas de N por lixiviación, sólo constituirá un riesgo ambiental si se aplican cantidades que excedan el requerimiento del cultivo, acumulándose en el perfil y siendo transportadas a los acuíferos cuando el drenaje es abundante. En muchos casos, la lixiviación de nitratos comienza a incrementarse rápidamente cuando la aplicación de fertilizantes excede los $400 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ (Barraclough et al., 1992).

En esta tesis los valores de N aplicados excedieron la absorción del cultivo resultando, en conjunto con el aporte por mineralización en valores de N potencialmente lixiviables que variaron entre 40,3 y 175,2 kg N ha^{-1} . Di y Cameron (2000) describieron una relación cuadrática entre la lixiviación anual de N y el N potencialmente lixiviable. Estos estudios

sugieren que a fin de no exceder el contenido máximo permitido para el agua potable de 11.3 mg N L⁻¹ en el agua de drenaje, la aplicación de urea no debería exceder los 200 kg N ha⁻¹. La pérdida de N por lixiviación se vería significativamente incrementada cuando el contenido de N potencialmente lixiviable supere los 400 kg N ha⁻¹.

Por lo tanto, aunque se diferencia significativamente del testigo en ambas campañas, los valores de N potencialmente lixiviable registrados si bien son elevados, no exceden aún el límite considerado de riesgo ambiental por lixiviación de nitratos. Sin embargo, el aumento en el contenido de nitratos por debajo del metro de profundidad permite suponer la existencia de un potencial de lixiviación que será confirmado en el capítulo siguiente con los estudios realizados con ¹⁵N.

3.6.- CONSIDERACIONES FINALES

Los resultados obtenidos en este capítulo permiten extraer las siguientes conclusiones respecto de las hipótesis postuladas:

Hipótesis a)

A mayor dosis de N aplicado con el fertilizante se producirán mayores rendimientos aunque, en razón del balance de N altamente positivo, el contenido de nitratos potencialmente lixiviables en suelo será más alto.

Se acepta. Los datos recogidos permitieron mostrar que el aumento de la dosis de 120 a 180 kg N ha⁻¹ provocó el incremento de los rendimientos del maíz. Sin embargo, el balance siguió siendo positivo en virtud de la alta mineralización de N producida, razón por la cual, el pool de nitratos lixiviables se vio incrementado.

Hipótesis b)

La mayor disponibilidad de agua coincidirá con mayores rendimientos del maíz y menores valores de nitratos acumulados en el perfil del suelo.

Se rechaza. La mayor disponibilidad de agua coincidió con los mayores niveles de N residual y potencialmente que aumentaron con el aumento de la fertilización de 120 a 180 kg N ha⁻¹. Sin embargo, los rendimientos no siguieron la misma tendencia.

3.7.- REFERENCIAS

- Addiscott T.M. y Benjamin N. 2004. Nitrate and human health. *Soil Use and management* 20: 98-104.
- Andriulo A, Ferreyra C, Sasal C, De Galetto M, Abrego F, Bueno M, Rimatori F y De la cruz Ma, Del Valle Venencio A y Giacosa R. 2000. Nitratos en el agua subterránea del partido de pergamino. Efecto a largo plazo de la agricultura continua extensiva y a corto plazo de la producción intensiva de granos. Taller internacional sobre contaminación de suelos y aguas por agroquímicos. En: actas del XVII Congreso Argentina de la Ciencia del Suelo, Mar del plata, 11-14 de abril de 2000.
- Angle JS, Gross CM, Hill RL y McIntosh MS. 1993. Soil NO₃ concentrations under corn as affected by tillage, manure and fertilizer applications. *J. Environ. Qual* 22: 141-147.
- Baker JL y Johnson HP. 1981. Nitrate-nitrogen in tile drainage as affected by fertilization. *J. Environm. Qual.* 10: 519-522.
- Barraclough D, Jarvis SC, Davis GP y Williams J. 1992. The relation between fertilizer nitrogen applications and nitrate leaching from grazed grassland. *Soil use and management* 8: 51-56.
- Blake GR y Hatge KH. 1986. Bulk Density. In: Klute, A. (Ed) *Methods of soil analysis. Part I.* American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA. 377-381.
- Bremner JM y Mulvaney CS. 1982. Nitrogen-Total. En: Page A.L. (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 2.* Wisconsin. USA. 595-622.
- Cambardella CA, Moorman TB, Jaynes DB, Parkin TB y Karlen DL. 1999. Water quality in Walnut creek watershed: nitrate nitrogen in soils, subsurface drainage water and shallow groundwater. *J. Environ. Qual.* 28: 25-34.
- Costa JL, Masone H, Martínez D, Suero EE, Vidal CM y Bedmar F. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agricultural Water Management* 1744: 1-15.
- Daniel P,y Marban L.1989. Adaptación de un método espectrofotométrico reductivo para la determinación de nitratos. *Boletín Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo* 58:3-8.
- Di HJ y Cameron KC. 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46:237-256.

- Di HJ, Cameron KC, Moore S y Smith N P. 1998. Nitrate Leaching from Dairy Shed Effluent and Ammonium Fertilizer Applied to a Free-draining Pasture Soil under Spray or Flood Irrigation. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 41:263–270.
- Francis GS, Haynes RJ y Williams PH. 1995. Effects of the timing of ploughing-in temporary leguminous pastures and two winter cover crops on nitrogen mineralization, nitrate leaching and spring wheat growth. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 124: 1-9.
- Gardner WR. 1983. Soil properties and efficient water use: an overview. Pp: 45-64. En: Taylor HM., Jordan WR y Sinclair TT (ed.). *Limitations to efficient water use in crop production*. ASA, CSSA, SSSA, Publ, Madison. Wisconsin.
- Gast RG, Nelson WW y Randall GW. 1978. Nitrate accumulation in soils and loss in tile drainage following nitrogen application to continuous corn. *J. Environm. Qual.* 7: 258-262.
- Jaynes DB, Colvin TS, Karlen DL, Cambardella CA y Meek DW. 2001. Nitrate loss in subsurface as affected by nitrogen fertilizar rate. *J. Environ. Qual* 30: 1305-1314.
- Jenkinson D.S. 2001. The impact of humans on the nitrogen cycle, with focus on temperate arable agriculture. *Plant and Soil* 228: 3-15.
- Lavado RS y Rimski-Korsakov H. 2004. Lixiviación de nitratos: Importancia de los factores condicionantes aislados y su interacción. En: *actas del XVIII Congreso Argentina de la Ciencia del Suelo, Paraná, 22 al 25 de junio de 2004*.
- Otegui ME, Maddonni GA, Gonzalo M y Bonhomme R. 1997. Crecimiento del cultivo y determinación de los componentes del rendimiento en maíz. VI Congreso Nacional de Maíz, Pergamino, Buenos Aires, Argentina, III: 39-45.
- Powlson DS, Hart PBS, Poulton PR, Johnston AE y Jenkinson DS. 1992. Influence of soil type, crop management and weather on the recovery of ¹⁵N-labelled fertilizer applied to winter wheat in spring. *J. Agric. Sci. (Cambridge)* 118:83-100.
- Rasse DP, Ritchie JT, Peterson WR, Loudon TLy Martin EC. 1999. Nitrogen management impacts on yield and nitrate leaching in inbred maize systems. *J. Environm. Qual.* 28:1365-1371.
- Rimski-Korsakov H, Rubio G y Lavado RS. 2004. Potential losses of nitrate by leaching in soils of the pampas argentina. *Agricultural Water Manag.* 65: 83-94.

Capítulo 4

LIXIVIACION DE NITRATOS DETERMINADA POR LA TECNICA DE MARCACION ISOTOPICA CON ^{15}N .

4.1.- INTRODUCCIÓN.

La utilización de técnicas isotópicas con N marcado (^{15}N) ofrece una información más precisa de la distribución o partición del fertilizante aplicado. Se puede dosar en él, por ejemplo, la cantidad de N absorbido (recuperado) por la planta y N transportado (lixiviado) a través del perfil (Normand et al., 1997). No obstante, es preciso tener en cuenta que factores relacionados con el clima, suelo, tratamiento y manejo agrícola pueden incidir en los valores de recuperación de ^{15}N (Jenkinson et al., 2001; Clay, 1997), que varían entre 20 y 90 % del fertilizante marcado aplicado. Los menores porcentajes suelen relacionarse con bajos rendimientos del cultivo a causa de deficiencias de agua y/o nutrientes que limitan la absorción por las plantas. También pueden producirse valores bajos en suelos fértiles sin estrés hídrico y con buenos rendimientos a causa de altas dosis de fertilizantes que se diluyen en el N del suelo (Ma et al., 2004). Altas dosis de fertilizantes también producirían baja recuperación ya que se excede el requerimiento del cultivo (Hadas et al., 2002; Kellman y Hillaire-Marcel, 2003).

En la década de los '80, Daniel et al. (1984 a y 1984 b) utilizaron ^{15}N con el fin de estudiar los destinos del N en un cultivo de maíz en un suelo de la Pampa Ondulada. En este trabajo, no analizaron el destino de las pérdidas por lixiviación observadas. En aquella época, la lixiviación era impensable en Argentina y hasta hoy ha sido escasamente estudiado. No se conocen aún estudios en suelos de la Pampa Ondulada donde se cuantificaran las pérdidas por lixiviación de nitratos derivados del fertilizante aplicado a un cultivo, utilizando la ^{15}N .

Los antecedentes que se citan generaron los siguientes interrogantes:

- *Cómo se distribuye en profundidad el ^{15}N del fertilizante respecto del testigo sin fertilizar y de los tratamientos con fertilizante no marcado?*

- *Cuál es el riesgo de contaminación por lixiviación de nitratos cuando se pasa de una dosis media a una dosis alta de fertilizante nitrogenado en el maíz estimado a través de la variación en los niveles de ^{15}N residual y ^{15}N potencialmente lixiviable?*

4.2.- OBJETIVOS

- a) Establecer la distribución de ^{15}N -nitratos en profundidad para las dosis media y alta de fertilizante nitrogenado.
- b) Determinar la variación de los niveles de ^{15}N residual y ^{15}N potencialmente lixiviable con diferentes dosis de fertilizante nitrogenado marcado con ^{15}N aplicado al maíz.

4.3.-HIPÓTESIS:

- a) El ^{15}N del fertilizante será desplazado por debajo de los 1,5 m de profundidad en el perfil del suelo.
- b) El N mineral remanente en el suelo al fin del ciclo de maíz se incrementará con el aumento de la dosis. Sin embargo, tanto el ^{15}N residual como el ^{15}N potencialmente lixiviables permanecerán invariables en razón de su dilución con el N mineralizado a partir de la materia orgánica del suelo.

4.4.- MATERIALES Y MÉTODOS

Durante el 2do ciclo de maíz del ensayo a campo desarrollado en el Capítulo 3 de esta tesis se realizó un ensayo en microparcels fertilizadas con urea marcada con isótopo ^{15}N .

4.4.1.- Descripción del ensayo en microparcels.

Dentro de cada parcela, se ubicaron subparcelas cuyo tamaño fue de cuatro surcos de 1,45 m de largo, quedando los dos centrales reservados para los muestreos (Crozier et al., 1998; Normand et al., 1997).

La estructura y manejo del cultivo fue similar dentro y fuera de la microparcels (IAEA,1983). El 3 de setiembre de 1999 se sembraron, en hileras espaciadas a 70 cm, 75000 plantas ha^{-1} del cultivar de maíz DK 752. La fertilización fue realizada el 21 de noviembre coincidiendo con el estadio de 5 hojas de cultivo (V5). El fertilizante se aplicó manualmente al costado de las plantas en una banda continua y se incorporó al suelo para evitar pérdidas por volatilización.

Los tratamientos aplicados fueron :

Testigo: sin fertilizante.

^{15}N 120: 120 kg de N –urea marcada con el isótopo ^{15}N

^{15}N 180: 180 kg de N-urea marcada con el isótopo ^{15}N

Se llevaron registros de temperatura y precipitaciones ocurridas durante el ciclo de maíz. Se estimó además, la cantidad de agua disponible en el suelo según lo descrito en el punto 2.2.- de esta tesis. El maíz fue conducido bajo manejo conservacionista, es decir con

mínimas labranzas. El control de las malezas se realizó en forma química en varias oportunidades durante el ciclo del cultivo, sin remoción alguna del suelo. Del mismo modo, el control de plagas fue realizado químicamente habiéndose utilizado una semilla tratada a fin de evitar el ataque de gusanos del suelo.

4.4.2.- Determinaciones:

4.4.2.1.- En suelo: Perfil de nitratos al inicio y final del ciclo del cultivo:

Para las situaciones inicial y final del experimento se tomaron muestras de suelo con intervalos de 33 cm hasta los 3 metros de profundidad con barreno de profundidad según lo descrito en el punto 3.4.1. de esta tesis. Estas muestras fueron analizadas en su contenido de ^{15}N según se detalla en el punto 4.4.2.3.

4.4.2.2.- En planta:

Biomasa aérea y de grano:

En madurez fisiológica, se recolectaron de cada parcela las plantas enteras (excepto raíz) comprendidas en 1 metro lineal de surco. Las plantas fueron divididas en hoja, tallo y marlo para las determinaciones de materia seca y rendimiento en grano.

N en material vegetal:

Las muestras de hoja, grano y tallo desecadas en estufa a 60 °C y molidas para la determinación de su contenido en N total sobre 0,5 g de muestra por la técnica de Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982).

4.4.2.3.- Determinación de la concentración de ^{15}N en muestras de suelo y planta.

La cantidad de ^{15}N derivado del fertilizante fue determinada por Espectrometría de emisión óptica utilizando un equipo Jasco NIA-I ^{15}N analyzer. Se aplicó la siguiente fórmula considerando una abundancia natural de 0.366 % ^{15}N , similar a la mencionada por la bibliografía (IAEA, 1983):

$$^{15}\text{NDF} = \frac{\text{N}(\text{s} - \text{a})}{(\text{f} - \text{a})}$$

donde:

^{15}NDF : nitrógeno derivado del fertilizante medido por ^{15}N .

a: abundancia natural de átomos de ^{15}N .

s: abundancia natural de ^{15}N en la muestra medida por espectrometría.

f: abundancia natural de ^{15}N en el fertilizante

Se utilizó una dilución de 2.15 % de átomos de ^{15}N , valor que surgió de la siguiente ecuación:

$$\text{m1} = \frac{(\text{m1} + \text{m2}) * \text{a}^\circ}{\text{a1}}$$

donde:

m1: cantidad de material marcado necesario.

m2: cantidad de material no enriquecido.

a° : porcentaje de átomos de ^{15}N deseados en la solución.

a1: porcentaje de átomos de ^{15}N de la muestra original en exceso

En muestras de suelo sin fertilizar se determinó el valor de abundancia natural de ^{15}N . El valor aplicado (0.366 %) se estableció en base a los resultados de experimentos similares donde se demostró la eficacia de abundancias similares en función de la validez de los resultados obtenidos y el costo económico del ^{15}N (Crozier et al., 1998; Normand et al., 1997; IAEA, 1983).

4.4.3.- Análisis estadístico:

El efecto del tratamiento de fertilización sobre la concentración de nitratos en el perfil analizado, se determinó por medio de ANOVA a través del programa Statistix. Las medias de los tratamientos se compararon por medio del test LSD (Least Significant Difference; $p < 0,05$).

4.5.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.5.1.- Distribución de ^{15}N -nitratos en profundidad

Se observaron valores de ^{15}NDF que variaron entre 1.5 y 2.6 Kg ha^{-1} para los tratamientos N 120 y N 180 respectivamente, y representaron 1,25 y 1,14 % del N aplicado. Sólo a los 120 cm de profundidad se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el tratamiento N 180 y testigo (Figura 4.1).

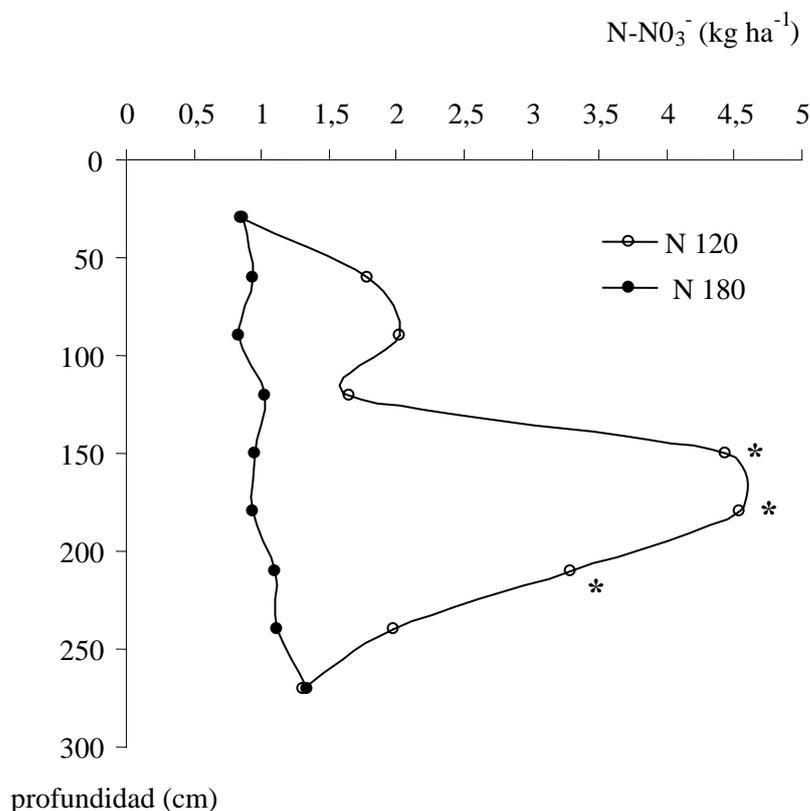


Figura 4.1.:
Distribución en profundidad del ^{15}NDF (^{15}N derivado del fertilizante) a la cosecha del maíz. El símbolo * indica diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos para la misma profundidad muestreo.

El incremento significativo del ^{15}N derivado del fertilizante por debajo de los 120 cm de profundidad es la evidencia de que el fertilizante fue transportado por debajo del perfil

explorado por las raíces durante el ciclo del maíz, a pesar del balance hídrico desfavorable. Por debajo de los 100 cm de profundidad, el ^{15}N acumulado al momento de madurez fisiológica, alcanzó los valores de 1,2 y 1,5 kg ha^{-1} para los tratamientos N120 y N180 respectivamente. Estos niveles representaron el 80 y 56 % del N remanente en el suelo y 1y 0,8 % del N aplicado respectivamente. Otros autores (Clay et al., 1997, Ma et al., 2004) encontraron valores similares en suelo en un rango de ^{15}N del 0,4 al 0,9 % del N total, mientras que Sutherland et al. (1993) informaron valores de 0,59% de ^{15}N con una variancia de 0,79.

Los niveles de recuperación de $^{15}\text{N-NO}_3^-$ en suelo fueron bajos por varias razones. En primer lugar, la dilución utilizada resultó baja para el alto nivel de N en el suelo. Estos suelos se caracterizan por su elevado nivel de N orgánico e importante potencial de mineralización del N. De modo que el ^{15}N aplicado habría sido “diluido” en el suelo y en consecuencia, resultar pequeña la proporción recuperada en la muestra de suelo.

La dilución o el patrón de enriquecimiento es un factor importante en este tipo de ensayos. Dicho valor debe calcularse teniendo en cuenta la disponibilidad de N esperada para el cultivo (suelo +fertilizante). En este estudio la misma fue de 2.15 % de átomos de ^{15}N , valor inferior al promedio citado en la bibliografía. Si bien se informan valores de recuperación 28 y 36% del fertilizante aplicado para dosis de 50 a 200 Kg ha^{-1} con diluciones del 1% (IAEA, 1983), son numerosos los trabajos que presentan recuperaciones similares con mayores valores de dilución. Jokela y Randall (1997), por ejemplo, recuperaron en el suelo entre el 25 y el 56 % del N del fertilizante aplicado en dosis de 75 y 150 kg N ha^{-1} habiendo utilizado diluciones que variaron entre 3,5 y 10 % ^{15}N en función del tipo de suelo ensayado. Timmons (1991) por su parte, reportó una recuperación similar utilizando una dilución del 5 % para una dosis de fertilizante de 224 N kg ha^{-1} .

Si bien los valores de ^{15}N recuperados en el perfil profundo fueron pequeños, confirman el potencial de lixiviación de este suelo. Los nitratos que se desplazaron hasta el 1,80 m en el ciclo del cultivo pudieron haber alcanzado la napa de agua freática durante el período húmedo de poscosecha.

4.5.2.- Incidencia del incremento de la dosis de N en los valores de ^{15}N residual y ^{15}N potencialmente lixiviable.

Los valores de ^{15}N residual y ^{15}N potencialmente lixiviable obtenidos al fin del ciclo de maíz para ambas dosis de N aplicadas se muestran en la Figura 4.3.

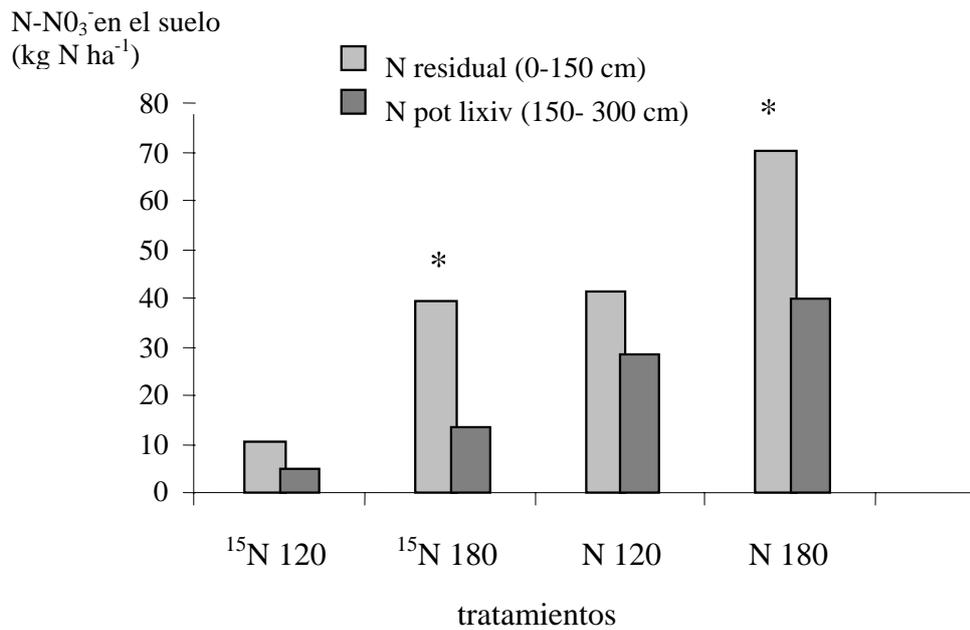


Figura 4.3.-
Valores de ¹⁵N residual y ¹⁵N potencialmente lixiviable obtenidos al fin del ciclo de maíz para las dosis de 120 y 180 kg N ha⁻¹. El símbolo * representa diferencias significativas (p<0,05) entre profundidades dentro del mismo tratamiento.

Los valores de ¹⁵N residual como los de ¹⁵N potencialmente lixiviables se incrementaron con el aumento de la dosis de 120 a 180 kg N ha⁻¹. Sin embargo, la magnitud del incremento varió en función de la profundidad considerada. En el estrato de 0 a 1,5 m, el N residual resultó 3,7 veces mayor en la dosis de 180 kg N respecto de la de 120 kg de N. En cambio, en el estrato de 1,5 -3,00 m (N potencialmente lixiviable) la mayor dosis superó en 7 veces a la menor. Esto indica que el incremento en la dosis de N incidió en mayor proporción en las capas profundas del suelo que en las superficiales. El N potencialmente lixiviable se incrementa a expensas del N residual por descenso del N acumulado en dicho estrato. De modo que el incremento en el N potencialmente lixiviable se debió a la rápida lixiviación del N aplicado con el fertilizante, tal como se mostró en la Figura 4.2.- Esto significa que el pool de N residual se habría incrementado hasta niveles superiores a los medidos por el efecto conjunto de la fertilización y la mineralización de N, siendo simultáneamente perdido por

lixiviación hacia las capas profundas del suelo. En este contexto, la absorción de N por el cultivo es un factor determinante de la cantidad de N remanente susceptible de ser lixiviado. Los valores de absorción de N por el cultivo se muestran en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1: ¹⁵N absorbido (recuperado) en el grano de maíz al momento de madurez fisiológica en los tratamientos con 120 y 180 kg N ha⁻¹.				
<i>Tratamiento</i>	<i>N abs grano (kg ha⁻¹)¹</i>	<i>% ¹⁵N (exceso)²</i>	<i>¹⁵NDF (%)³</i>	<i>¹⁵NDF (kg ha⁻¹)⁴</i>
<i>Testigo</i>	156	0 a	-	-
<i>N 120</i>	168	0.27 b	15.07 a	25.34 a
<i>N 180</i>	202	0.40 c	22.25 b	44.86 b

* Letras diferentes representan diferencias significativas entre tratamientos para cada variables (p<0.05).

¹ N abs grano (kg ha⁻¹): contenido de N en el grano de maíz.

² ¹⁵N (exceso): porcentaje de N marcado determinado en exceso en el grano de maíz

³ ¹⁵NDF(%):N derivado del fertilizante marcado que fue absorbido y acumulado en el grano expresado como porcentaje.

⁴ ¹⁵NDF (kg Nha⁻¹): N derivado del fertilizante marcado que fue absorbido y acumulado en el grano expresado como kg N ha⁻¹.

La cantidad de ¹⁵NDF (recuperado) en el grano del maíz se incrementó significativamente con el aumento de la dosis de 120 a 180 kg N ha⁻¹. El incremento en la dosis de de 120 a 180 kg de N ha⁻¹ se tradujo en un aumento del 20 % en el N absorbido por el cultivo. Estos valores de absorción de N por el cultivo se consideran bajos y pueden ser explicados por el balance hídrico negativo, principalmente durante el período de floración. Como se explicó en el Capítulo 3 de esta tesis, la disponibilidad de agua en el suelo fue disminuyendo a partir de la primavera hasta alcanzar sus valores más bajos en el mes de

enero. Estos se mantuvieron durante los 10 días previos y 10 días posteriores a la floración del maíz. El estrés hídrico provocó el aborto de estructuras reproductivas y la disminución de la producción final de granos (Andrade, 1996). En esta tesis se informan valores de recuperación de ^{15}N en grano de 15 a 22 % para aplicaciones de 120 y 180 kg de N ha^{-1} que pueden considerarse muy inferiores a aquellos de 31 y 60 % informados por Jokela y Randall (1997) en dosis de 75 kg Nha^{-1} . Sin embargo, estos autores también reportaron porcentajes del 24 a 45 % para una dosis de 150 kg N ha^{-1} , lo que indica un efecto de dilución del ^{15}N ante el incremento de la dosis de N aplicada en correspondencia con estrés hídrico severo durante el ciclo del maíz (Jokela y Randall, 1997). Asimismo, en Argentina Daniel et al (1984 b) informaron valores similares a los observados en un ensayo donde existió respuesta a la fertilización. Clay et al (1997) en cambio, atribuyeron las diferencias a variaciones en la topografía las cuales determinaron diferencias en las pérdidas por denitrificación en suelos bajos y mal drenados. Por su parte, Crozier et al (1998) informaron que el porcentaje de recuperación del N del fertilizante varió entre el 40 y 30 % del N aplicado en función del año considerado. Concluyeron que la baja recuperación se debió a las grandes cantidades de N mineralizado a partir del N nativo, N inorgánico inmovilizado y N proveniente del aporte de especies leguminosas presentes en la rotación que diluyeron el N marcado.

El aumento del 50 % en la dosis de N (N 120 a N 180) se reflejó en un incremento del 17 % en el N absorbido por el cultivo y del 43,5 % en el ^{15}N absorbido en el grano. Esto representa una sobreestimación de la cantidad de N absorbida por el cultivo. Otros autores han informado sub y sobreestimaciones del N absorbido o del N remanente en el suelo cuando utilizaron ^{15}N para medir los destinos del N del fertilizante. Explicaron los resultados a través de los procesos predominantes (inmovilización, absorción por el cultivo, etc) en el momento de la aplicación del N marcado. En esta tesis, la condición hídrica provocó una baja absorción

de N por el cultivo que determinó un incremento en el contenido de N remanente en el suelo. En nuestro caso provocó el aumento del N potencialmente lixiviable en la mayor dosis. La mayor recuperación de N del isótopo en el grano se denomina “substitución de formas de N (pools)” y ocurre cuando el ^{15}N agregado substituye al no marcado que de otra manera no hubiera estado disponible debido a procesos como inmovilización y desnitrificación (IAN aparente) (Jansson y Persson, 1982; Jenkinson et al, 1982; Rao et al, 1991).

Estos resultados muestran que, a pesar de que la absorción de N aumentó por el pasaje de la dosis de N del fertilizante de 120 a 180 kg N ha⁻¹, el balance de N en el suelo fue de todos modos positivo. Esto generó una cantidad de N remanente que incrementó los contenidos de N residual y N potencialmente lixiviable. A pesar de que el pool de N residual resultó varias veces inferior al de N potencialmente lixiviable, el hecho de que el ^{15}N haya migrado por debajo de los 2,00 m en 5 meses indica que la velocidad de movimiento del N en el suelo es alta. Este factor, sumado al balance hídrico altamente positivo que suele generarse en los meses de otoño posteriores a la cosecha incrementan el riesgo de incremento en los niveles de nitratos de las capas profundas del suelo y las capas de agua.

4.6.- CONSIDERACIONES FINALES.

Respecto de las hipótesis planteadas en este capítulo, los resultados obtenidos permiten concluir que:

Hipótesis a)

El ^{15}N del fertilizante será desplazado por debajo de los 1,5 m de profundidad en el perfil del suelo.

Se acepta la hipótesis ya que el ^{15}N alcanzó los 2 metros de profundidad en el perfil en un lapso de 5 meses. Esta situación se produjo en la dosis más alta, indicando que existe un umbral de N en los horizontes superficiales (N residual) a partir del cual comienzan a enriquecerse los horizontes más profundos (N potencialmente lixiviable) A pesar de tratarse de un suelo con horizontes texturales ricos en arcillas, la lixiviación tienen lugar cuando el balance hídrico es favorable.

Hipótesis b)

El N mineral remanente en el suelo al fin del ciclo de maíz se incrementará con el aumento de la dosis. Sin embargo, tanto el ^{15}N residual como el ^{15}N potencialmente lixiviables permanecerán invariables en razón de su dilución con el N mineralizado a partir de la materia orgánica del suelo.

Se rechaza ya que los datos muestran que con el aumento de la dosis de N de 120 a 180 kg N ha⁻¹ tanto los valores de el ^{15}N residual como el ^{15}N potencialmente lixiviables se incrementaron. Aunque el ^{15}N recuperado en la planta de maíz fue mayor por el aumento de la dosis de fertilizante, el balance de N en el suelo fue ampliamente positivo. Este exceso de N

enriqueció el contenido de N residual y potencialmente lixiviable, aumentándose así el riesgo de contaminación por nitratos.

4.7.-REFERENCIAS

- Andrade F.H., Cirilo A, Uhart S y Otegui ME. 1996. Ecofisiología del cultivo de maíz. Balcarce-Buenos Aires, pp 292.
- Bremner JM y Mulvaney CS. 1982. Nitrogen-Total. En: Page A.L. (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. Wisconsin. USA. 595-622.
- Clay DE, Chang J, Clay SA. Ellsbury CG, Carlson CG, Malo DD, Woodson D y DeSutter T. 1997. Field scale variability of nitrogen and ¹⁵N in soil and plants. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 28 (17 & 18): 1513-1527.
- Crozier C, Larry R, King D y Volk R. 1998. Tracing nitrogen movement in corn production systems in the north Carolina piedmont: a Nitrogen study. Agron. J. 90: 171-177.
- Hadas A, Doane TA, Kramer AW, van Kessel C y Horwarth WR. 2002. Modelling the turnover of ¹⁵N-labelled fertilizer and cover crop in soil and its recovery by maize. European Journal of Soil Science 53: 541-552.
- IAEA. International Atomic Energy Agency. 1983. A guide to use of Nitrogen-15 and radioisotopes in studies of plant nutrition: calculations and interpretations. TECDOC 288. 69 pp.
- Jansson SL y Persson J. 1982. Mineralization and immobilization of soil nitrogen. En: Stevenson FJ (ed). Nitrogen in agricultural soils. Madison, WI. 300 pp.
- Jenkinson D.S. 2001. The impact of humans on the nitrogen cycle, with focus on temperate arable agriculture. Plant and Soil 228: 3-15.
- Jokela W.E. y Randall GW. 1997. Fate of fertilizer nitrogen as affected by time and rate of application on corn. Soil Sci. Soc. Am. J. 61: 1695-1703.
- Kellman L y Hillaire-Marcel C. 2003. Evaluation of nitrogen isotopes as indicators of nitrate contamination sources in an agricultural watershed. Agriculture, Ecosystems and Environment 95: 87-102.
- Ma BL, Li M, Dwyer LM y Stewart G. 2004. Effect of in-season application methods of fertilizer nitrogen on grain yield and nitrogen use efficiency in maize. Can. J. Soil Sci. 84: 169-176.
- Normand B, Recous S, Vachaud G y Garino B. 1997. Nitrogen-15 tracers combined with tension-neutronic method to estimate the nitrogen balance of irrigated maize. Soil Sci. soc. Am. J. 61: 1508-1518.

- Rao ACS, Smith JL, Papendick RI y Parr JF. 1991. Influence of add nitrogen interactions in estimating recovery efficiency of label nitrogen. *Soil Sci. Am. Journal* 55: 1616-1621.
- Sutherland RA, Van Kessel C, Farrel DE y Pennick DJ. 1993. Landscape-scale variation in plant and soil nitrogen-15 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:169-178.
- Timmons DR y Cruse RM. 1991. Residual nitrogen-15 recovery by corn as influenced by tillage and fertilization method. *Agron. J.* 83: 357-363.

Capítulo 5

EMISIONES GASEOSAS DE NH₃ POR VOLATILIZACION DE DISTINTAS FUENTES Y DOSIS DE FERTILIZANTES NITROGENADOS

5.1.- INTRODUCCIÓN

Las emisiones gaseosas de NH_3 por volatilización afectan negativamente la calidad del aire y reducen la disponibilidad de N para el crecimiento de las plantas. La volatilización de amonio en los suelos es un proceso complejo que, en general, se asocia a la aplicación de fertilizantes nitrogenados (FAO, 2001; Harrison y Webb, 2001).

La urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] es el fertilizante nitrogenado más comúnmente usado en Argentina, y generalmente se aplica superficialmente (sin incorporación mecánica al suelo (Sainz Rozas et al., 1999). Estas aplicaciones superficiales, propias de la siembra directa, suelen ser condición predisponente de pérdidas de NH_3 por volatilización durante la hidrólisis de la urea (Watson et al., 1994).

La temperatura es un factor determinante de la magnitud de las pérdidas, razón por la cual éstas se maximizan en cultivos de verano. Por ello, otras fuentes como el nitrato de amonio calcáreo (CAN) y la solución de urea y nitrato de amonio (UAN) están difundándose en los últimos años en la Pradera Pampeana. Ambas poseen menor grado de N susceptible de ser volatilizado por lo que se esperan menores pérdidas por este proceso. Sin embargo, la incidencia que la variación diaria de la temperatura ejerce sobre cada fuente aún no ha sido estudiada.

En Europa, existen estimaciones que consideran a la urea como responsable de 50 % de las emisiones de NH_3 a la atmósfera derivadas de los fertilizantes nitrogenados. En cambio, cuando se aplica nitrato de amonio, las pérdidas se reducen a valores que varían entre el 10 y 20 % de N aplicado como fertilizante. Consecuentemente, se propone el

reemplazo de urea por NA como una medida de bajo costo con el fin de reducir las emisiones de NH_3 (Cowell y ApSimon, 1998; Harrison y Webb, 2001).

No obstante la importancia del proceso, son escasos los trabajos científicos realizados en Argentina donde se hayan medido las pérdidas de N por volatilización a partir de distintas fuentes en el cultivo de maíz. Trabajos realizados en el sudeste y noreste de la provincia de Buenos Aires determinaron los efectos de factores de manejo del cultivo sobre las pérdidas por volatilización. Fueron comparados los efectos de dosis, forma de aplicación (incorporado o superficial) y presencia de inhibidor de la mineralización (Sainz Rozas et al., 1999; Palma et al., 1998). En un estudio similar donde se aplicaron urea, UAN e IBDU (urea-isobutilidenedaldeo) al trigo, las emisiones de NH_3 alcanzaron los mayores valores para urea y UAN respectivamente, aunque los rendimientos del cultivo no fueron afectados (Zubillaga et al., 2002). Ninguno de ellos comparó los efectos de distintas fuentes de N en interacción con altas dosis de N sobre la magnitud de las pérdidas en un cultivo de verano.

Aún a nivel mundial, pocos estudios realizan comparaciones simultáneas entre diferentes fuentes (Bussink y Oenema, 1997; van der Weerden y Jarvis, 1997) a pesar de que ya en 1988, Hardrove advirtió que las fuentes de N pueden influir en la magnitud de las pérdidas de NH_3 por efectos derivados de la presencia de cationes y aniones.

En nuestro país, se suele minimizar la importancia relativa de la volatilización en virtud de su escaso impacto en el rendimiento del cultivo. Sin embargo, el tema toma relevancia cuando se analizan las pérdidas en relación a su impacto sobre el ambiente. Desde este punto de vista, la información disponible es escasa y poco concluyente.

En base a estos antecedentes se plantean los siguientes interrogantes:

- *Cuál es la magnitud de la emisión de NH_3 desde varias fuentes de N aplicadas al maíz en siembra directa a partir de altas dosis de N?*
- *Cómo incide la fuente utilizada en dichas pérdidas?*
- *Cuál es el rol de la temperatura en la interacción fuente x dosis?*

5.2.- OBJETIVOS

- a) Determinar los efectos de la fuente y la dosis de N aplicadas al maíz en la magnitud de la emisión de NH_3 por volatilización.

- b) Establecer la función que relaciona la emisión de NH_3 y la temperatura para cada fuente aplicada.

5.3.- HIPÓTESIS

- a) La emisión de NH_3 estará más relacionada con la proporción de N amónico que la de amonio o N total. Dicho efecto será potenciado por la dosis.

- b) La función que explica la emisión de NH_3 en función de la temperatura diferirá según la fuente aplicada.

5.4.- MATERIALES Y MÉTODOS

5.4.1.- Diseño y conducción del ensayo

Se realizó un experimento en el invernáculo de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes de la FAUBA. Las determinaciones se realizaron sobre tepes de suelo extraídos con 3 plantas de maíz en el estadio V5 (5 hojas expandidas), del mismo lote correspondiente al experimento de campo descrito en 2.1. Los tepes, cuyas dimensiones fueron 0.60 m x 0.60 m x 0.30 m fueron extraídos con pala y transportados al invernáculo en recipientes de madera (Imágenes 5.1 y 5.2) . Allí permanecieron durante todo el ensayo.



Imagen 5.1

Tareas de extracción de los tepes de suelo que serán transportados del campo al invernáculo para la realización del ensayo



Imagen 5.2
Aspecto de los tepes ya ubicados en el invernáculo promediando el ensayo.

El diseño experimental aplicado fue un factorial (n=6) con 3 niveles para el primer factor (fuente de N) y 3 niveles para el segundo factor (dosis). Las fuentes aplicadas son caracterizadas en la Tabla 5.1.

Tabla 5.1.-
Caracterización de las fuentes de fertilizantes utilizadas en el ensayo.

<i>Fuente</i>	<i>Forma Química</i>	<i>Grado</i>	<i>Forma física</i>
<i>CAN</i>	$(\text{NO}_3)_3\text{NH}_4\text{-Ca}$	27% N, 12 % CaO	Granulado
<i>UAN</i>	$\text{CO}(\text{NH}_2)_2 + \text{NO}_3\text{NH}_4$	30%N	Líquido
<i>UREA</i>	$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	46% N	Granulado

Los tratamientos aplicados fueron:

TESTIGO: sin aplicación de N.

CAN 120: 120 kg N ha⁻¹ de N-nitrato de amonio calcáreo.

CAN 180: 180 kg N ha⁻¹ de N- nitrato de amonio calcáreo.

UAN 120: 120 kg N ha⁻¹ de N-solución urea-nitrato de amonio.

UAN 180: 180 kg N ha⁻¹ de N-solución urea-nitrato de amonio.

UREA 120: 120 kg N ha⁻¹ de N-urea.

UREA 180: 180 kg N ha⁻¹ de N-urea.

La fertilización se realizó el 21 de noviembre. Los fertilizantes se aplicaron al voleo en el caso de las fuentes sólidas (UREA y CAN) y chorreado en una banda paralela a la hilera de siembra en el caso del UAN. A partir del día 22 se comenzaron a realizar las determinaciones que se extendieron por 3 semanas.

5.4.2.- Determinaciones

N-NH₃ volatilizado a partir del suelo fertilizado:

La técnica fue adaptada de la propuesta por Nommik (1973). El NH₃ emitido por los fertilizantes aplicados al suelo fue recogido en trampas que fueron colocadas en los tepes. Cada trampa consiste en un sistema semiabierto estático, constituido por un cilindro de 0,15 m de diámetro por 0,2 m de altura. En su interior contiene dos planchas de poliuretano de 0,02 m de espesor. En cada una de las determinaciones de emisión de NH₃, la plancha inferior fue embebida con H₂SO₄ 1 N cuya función consistió en atrapar el amoníaco que se desprendió de los fertilizantes o del suelo. La plancha superior cumplió la función de protección contra posibles contaminaciones con amoníaco desde la atmósfera. Las planchas fueron

reemplazadas diariamente y enjuagadas con una solución de KCl 1 N a fin de recoger el SO_4NH_4 producido.. Se distribuyeron 2 trampas por tepe, las cuales fueron enterradas a 0,05 m de profundidad en el suelo (Imagen 5.3).



Imagen 5.3.-:
Detalle de los dispositivos instalados para las determinaciones .

El N-NH_4^+ recogido fue determinado por destilación. El contenido de N-NH_4 en las muestras obtenidas a partir de las esponjas fue determinado por medio de destilación por arrastre de vapor en presencia de MgO y aleación Devarda (Bremner, 1965).

Temperatura del aire y del suelo:

Se registró la evolución de la temperatura media diaria del aire durante el ensayo. La evolución de la temperatura del suelo se estimó por medio de la aplicación de la fórmula propuesta por Videla et al (1999):

$$\text{Temp del suelo} = -1,3 + 1,23 * \text{Temp del aire}$$

5.4.3.- Análisis estadístico

Los efectos de la dosis, fuente de N y su interacción fueron evaluados por ANOVA. Las diferencias significativas entre las medias fueron determinadas por medio del test LSD ($p < 0.05$). La correlación entre la emisión de NH_3 y las temperaturas fue estimada por análisis de regresión.

5.5.- RESULTADOS Y DISCUSION

5.5.1.- Efecto de fuente y dosis del N del fertilizante en las emisiones de NH₃

Los valores de N volatilizado acumulados en el ensayo para cada una de las fuentes y dosis ensayadas se presentan en la Figura 5.1.

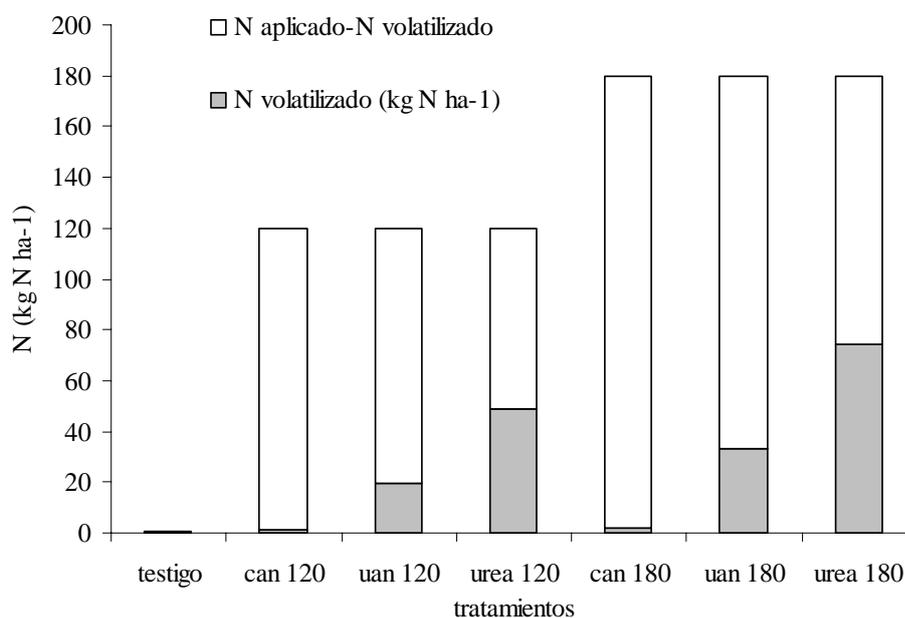


Figura 5.1:
Valores de N volatilizado acumulados durante el experimento y N remanente en el suelo a partir de UREA, UAN Y CAN aplicados en las dosis de 120 y 180 kg Nha⁻¹

Las pérdidas por volatilización fueron afectadas por la fuente de N y la dosis aplicada. Mientras las pérdidas de N a partir del CAN fueron despreciables, las correspondientes a la UREA y UAN fueron varias veces superiores. Para la dosis de 120 kg N ha⁻¹, las pérdidas de UAN y UREA superaron a las del CAN en 12 y 30 veces respectivamente, mientras que para la dosis de 180 lo hicieron en 16 y 35 veces.

En valores absolutos, las pérdidas variaron entre el 1 y 41 % del N aplicado y el 0,3 y 19 % del fertilizante aplicado (Tabla 5.2).

Tabla 5.2:
Valores de N volatilizado acumulado al fin del ensayo expresados en porcentaje del N aplicado y % del fertilizante aplicado para las fuentes CAN, UAN y UREA aplicadas en las dosis de 120 y 180 kg Nha⁻¹)

<i>Fuente de N</i>	<i>N</i> ¹⁾	<i>Dosis de</i> <i>(kg N ha⁻¹)</i>	<i>Dosis de</i> <i>fertilizante</i> <i>(kg ha⁻¹)</i>	<i>N volatilizado</i>	
				<i>% del N aplicado</i>	<i>% del fertilizante aplicado</i>
CAN		120	444,4	1,3	0,4
		180	666,7	1,1	0,3
UAN		120	400	16,2	4,9
		180	600	18,5	5,5
UREA		120	260,9	40,6	18,7
		180	391,3	41,2	18,9

Independientemente de la fuente, dosis y momento de muestreo, los valores de N volatilizado medidos en el ensayo variaron entre 0 y 10 kg N ha⁻¹.(Figura 5.2)

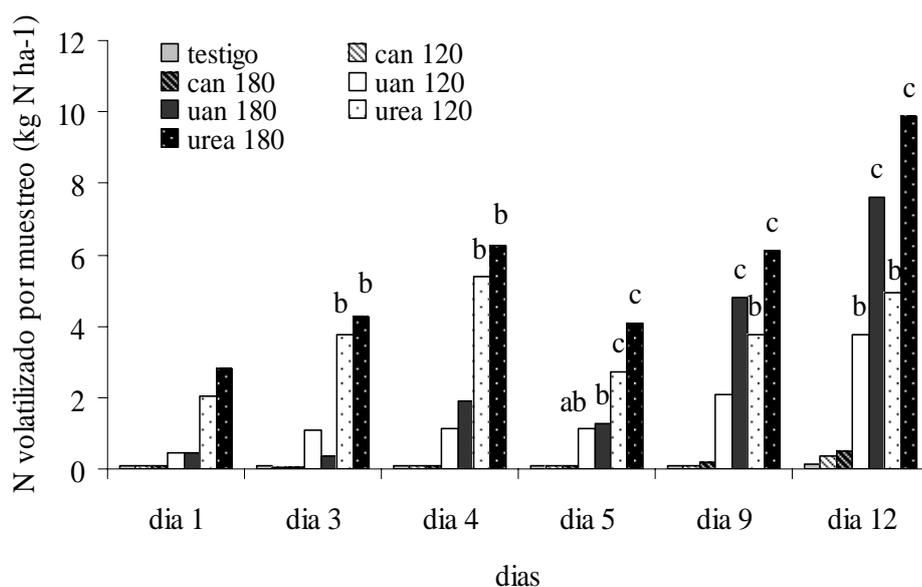


Figura 5.2:
Valores de emisión diaria de N medidos en el experimento.
Letras diferentes representan diferencias significativas entre
tratamientos para cada fecha de muestreo ($p < 0.05$). Los tratamientos
que no poseen letra se consideran “a”.

Independientemente de la dosis, el fertilizante que mostró los mayores valores de volatilización fue la UREA mientras que los menores correspondieron al CAN. Los valores de UAN se distribuyeron entre estos dos, variando en función del momento de muestreo.

Los efectos de fuente y dosis en los valores de N volatilizado se presentan en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2:
ANOVA (análisis de la varianza) ($Pr > F$)
de las emisiones de NH_3 afectadas por la dosis y fuente de fertilizante ($p < 0,05$).

<i>Fuente de variación</i>	<i>1^{er} día</i>	<i>3^{er} día</i>	<i>4^o día</i>	<i>5^o día</i>	<i>9^o día</i>	<i>12^o día</i>
<i>Dosis (D)</i>	0.58	0.39	0.96	0.38	0.29	0.09*
<i>Fuente (F)</i>	0.06*	0.01***	0.01***	0.01***	0.01***	0.01***
<i>D x F</i>	0.63	0.49	0.69	0.80	0.70	0.005***

Los símbolos *, ** y *** indican diferencias significativas entre tratamientos correspondientes a valores de $p < 0,10$; $0,05$ y $0,01$ respectivamente.

Como puede observarse, la fuente afectó significativamente los valores de N volatilizado en todos los momentos de muestreo mientras que la dosis no lo hizo en ninguno; sino que interaccionó con la fuente en el último momento.

5.5.2.- Incidencia de la temperatura en la emisión de NH_3

Tanto He et al. (1999) como Sainz Rozas et al. (1999) informaron que las pérdidas de amoníaco se incrementaron con el aumento de la dosis de N. Sin embargo, dicho incremento fue aún mayor cuando el momento de aplicación fue en una etapa más avanzada del cultivo (V6), es decir en correspondencia con temperaturas más altas. En nuestro ensayo, las temperaturas del aire y el suelo variaron considerablemente tanto entre máximas y mínimas como a lo largo del experimento (Tabla 5.3)

Tabla 5. 3:
Temperaturas medias diarias del aire
y del suelo medidas durante el ensayo.

<i>Temp aire(°C)</i>	<i>Temp suelo(°C)</i>
27,20	32,10
27,75	32,83
23,80	27,90
21,15	24,71
25,95	30,61
27,10	32,03
23,10	27,11
25,55	30,12
27,30	32,28
29,95	35,54
28,20	33,38
30,55	36,28

Las temperaturas del aire y el suelo variaron considerablemente a lo largo del experimento. Esta variación influyó en la volatilización determinando un patrón diferente según el tratamiento (Tabla 5.4)

Tabla 5.4.-
Funciones de regresión entre el N volatilizado en cada tratamiento y la
temperatura media diaria del aire.

<i>Tratamiento</i>	<i>Función de regresión</i>	<i>R²</i>
Testigo	$Y=0,0092 X^2 - 0,4166 X + 5,5779$	0,68
CAN 120	$Y=0,0752 X^2 - 3,3798 X + 38,903$	0,57
CAN 180	$Y=0,0429 X^2 - 1,8988 X + 21,945$	0,52
UAN 120	$Y=0,9696 X^2 - 47,043 X + 557,08$	0,79
UAN 180	$Y=1,9998 X^2 - 94,73 X + 1120$	0,81
UREA 120	$Y=0,9863 X^2 - 49,54 X + 661,14$	0,48

Se observó alta correlación entre la emisión de N y la evolución de las temperaturas para la gran mayoría de los tratamientos. La variación de la temperatura se vio reflejada en los valores de volatilización observados, correspondiendo las mayores temperaturas con las más altas pérdidas. Coincidentemente, Sainz Rozas et al. (1999) informaron que las pérdidas se incrementaron con el aumento de la dosis de N, resultando dicho incremento aún mayor cuando el momento de aplicación fue en una etapa más avanzada del cultivo (V6), es decir en correspondencia con temperaturas más altas.

La función polinómica explicó la relación entre la temperatura y la emisión de NH_3 en todos los tratamientos. Sin embargo, los coeficientes resultaron muy diferentes debido a que en el inicio del ensayo la pendiente de la función fue más acentuada para la UREA respecto del UAN. Al cabo de 6 días de iniciado el ensayo, el tratamiento con UREA volatilizó 4 veces más nitrógeno que el UAN, ambos aplicados en su mayor dosis. Esto se relaciona con la mayor susceptibilidad a la volatilización de la UREA en virtud de su mayor grado de N amídico.

5.5.- CONSIDERACIONES FINALES

Tomando en consideración las hipótesis propuestas, la información analizada en este capítulo permite extraer las siguientes conclusiones:

Hipótesis a)

La emisión de NH_3 estará más relacionada con la proporción de N amídico que la de amonio o N total. Dicho efecto será potenciado por la dosis.

Se acepta parcialmente la hipótesis ya que se observó que la UREA volatilizó más que el UAN en razón de su mayor porcentaje de N amídico. La fuente fue determinante de las variaciones en volatilización mientras que el incremento de 120 a 180 kg de N ha⁻¹ aplicados al maíz no hicieron variar el % de N del fertilizante aplicado perdido por este proceso.

Hipótesis b)

La función que explica la emisión de NH_3 en función de la temperatura diferirá según la fuente aplicada.

Se acepta la hipótesis propuesta. Se estableció una alta correlación entre la emisión de NH_3 y la variación de la temperatura media diaria. La función polinómica explicó dicha relación en todos los casos, aunque la pendiente de la misma fue mayor para la UREA.

5.5.- REFERENCIAS

- Bremner JM. 1965. Inorganic forms of nitrogen pp 1149-1178. En: Black CA (ed). Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy 9. Amer. Soc. Agronomy. Madison. WI.
- Bussink DW y Oenema O. 1997. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. *Nut. Cyc. Agr.*51:19-33.
- Cowell D y Apsimon HM. 1998. Cost-effective strategies for the abatement of ammonia emissions from European Agriculture. *Atmos. Environm.* 32:573-580.
- FAO. 2001. Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land. ISBN 92-5-104698-1.
- Hargrove WL y Kissel DE. 1979. Ammonia volatilization from surface applications of urea in the field and laboratory. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43: 359-363.
- Harrison R y Webb J. 2001. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. *Advances in Agronomy* 73: 65 -108.
- He ZL, Alva AK, Calvert DV y Banks DJ. 1999. Ammonia volatilization from different fertilizer sources and effects of temperature and soil pH. *Soil Science* 164 (10): 750-758.
- Nommik H. 1973. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. *Plant Soil*: 309-318.
- Palma RM, Saubidet MI, Rimolo M y Utsmi J. 1998. Nitrogen losses by volatilization in a maize crop with two tillage systems in the argentine pampa. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29 (19 & 20): 2865-2879.
- Sainz Rozas HR, Echeverría H, Studdert G y Andrade F. 1999. No-Till maize nitrogen uptake and yield. *Agronomy Journal* 91: 950-955.
- van der Weeden TJ y Jarvis SC. 1997. Ammonia emission factors for N fertilizers applied to two contrasting grassland soils. *Environm. Poll.* 95: 205-211.
- Watson CJ, Miller H, Poland P, Kilpatrick DJ, Allen MD, Garret MK y Christianseon CB.1994. Soil properties and the ability of the urease inhibitor N-(n-butyl) thiophosphoric triamide (nBTPT) to reduce ammonia volatilization from surface-applied urea. *Soil. Biol. Biochem* 9: 1165-1169.

Zubillaga MS, Zubillaga M M, Urricariet S y Lavado RS. 2002. Effect of nitrogen sources on ammonia volatilization, grain yield and soil nitrogen losses in no-till wheat in an Argentine soil. *Agrochimica*

Capítulo 6

EFECTO INICIAL DE APLICACIÓN DE FERTILIZANTES AMONIACALES EN LA ACIDEZ DEL SUELO RIZOSFERICO Y NO RIZOSFERICO

6.1.- INTRODUCCION.

La acidificación de los suelos y cursos de agua está afectando áreas cada vez más extensas del mundo (Calba et al., 2004). En el caso de los suelos, la acidificación provoca efectos negativos sobre su fertilidad y los rendimientos de los cultivos (Bolan et al., 1991). Dichos efectos se basan en incrementos en la solubilidad del Al y Mn, tóxicos para los cultivos, y pérdidas de Ca y Mg por lixiviación (Millán et al., 1999; Juo et al., 1995).

Una de las razones de la acidificación es el uso de fertilizantes amoniacales. Su uso creciente en tiempo y en dosis, libera al suelo protones provenientes de la oxidación del amonio. En la región pampeana en los últimos años ha ido incrementándose la preocupación por la acidificación de los suelos agrícolas. En diferentes localidades, Fabrizzi et al. (1998) y Zubillaga et al. (1998) observaron descensos significativos de pH del suelo por aplicación continua de fertilizantes. La importancia de este fenómeno, podría incrementarse, ya que el consumo de fertilizantes en la Argentina ha ido aumentando en los últimos años.

Los fertilizantes más utilizados para el maíz son UREA y UAN, cuyas formulaciones poseen diferente relación $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ (100 % amida vs 50 % amida , 25 % NO_3^- y 25 % NH_4^+ , respectivamente). Esta relación determina el índice de acidez de estos fertilizantes. Este índice cuantifica el impacto de la fuente sobre el pH del suelo y difiere significativamente entre fuentes. Este factor, se suma al de la dosis aplicada,

sobre todo cuando el fertilizante es incorporado en una sola aplicación en el inicio del cultivo, dado que la tasa de absorción de N es aún baja.

La incidencia de la aplicación de fertilizantes amoniacales sobre el pH del suelo es condicionada por la rizosfera, que se define como el volumen de suelo que rodea a las raíces de plantas vivas y es afectado por su actividad (Hinsinger, 1998). En un ensayo realizado con maíz, Calba et al. (2004) observaron que el crecimiento radical hizo descender el pH de la solución del suelo en 1 unidad al cabo de 14 días. Esto se debe a la absorción desbalanceada de aniones y cationes y la consecuente liberación de protones y oxhidrilos. La mayor fuente de flujo de H^+ en la rizosfera se relaciona con la absorción diferencial de cationes y aniones por las raíces de las plantas (Jaillard et al, 2002; Tang y Rengel, 2002). El N cumple un rol predominante en el balance cation-anión porque es el nutriente tomado en mayor proporción por las raíces de las plantas (Marschner, 1995). Puede ser absorbido como anión (NO_3^-) o como catión (NH_4^+). La forma de N que es absorbida por el cultivo es quien determina la magnitud de la variación. De modo que, con el fin de mantener la neutralidad eléctrica, las raíces excretan OH^- cuando absorben NO_3^- , provocando incrementos del pH del suelo. Cuando absorben NH_4^+ , excretan H^+ acidificando el medio rizosférico (Nye, 1981). Esto fue observado por Hoffman et al. (1994) para el cultivo de maíz. Aunque sin diferenciar suelo rizosférico y no rizosférico, Rodríguez et al. (1999) observaron que en un suelo sin cultivo el pH disminuyó en mayor medida que el suelo cultivado cuando se aplicaron fertilizantes nitrogenados con diferente índice de acidez.

En la mayor parte de los estudios sobre la incidencia de los fertilizantes amoniacales sobre la acidez del suelo, ésta fue estimada a través del valor de pH del suelo. Este valor es un índice de la actividad de los iones hidrógeno (H^+) en la solución en equilibrio con las partículas del suelo. Este pH es el comúnmente denominado “actual”. Sin embargo, la actividad de los H^+ en solución no es el único factor causante de acidez en términos potenciales aunque es la medida de la intensidad de la acidez o alcalinidad de un suelo y se utiliza para decidir en qué medida se requieren enmiendas correctoras. Los suelos que poseen valores de pH inferiores a 4 contienen ácidos libres que participan en procesos de intercambio con el complejo de cambio del suelo. De modo que si se desea tener una estimación más rigurosa de la acidez total del suelo debe medirse también la acidez relacionada con tales procesos de intercambio también denominada “acidez intercambiable” (Van Lierop, 1990). Por otra parte, en suelos con valores inferiores a 5,5 se produce la liberación de Al que es tóxico para todos los organismos, especialmente las plantas cultivadas (Hinsinger et al., 2003). La fitotoxicidad del Al se evalúa a través del Al intercambiable. Sin embargo, el uso de Al intercambiable como indicador de fitotoxicidad es controversial, ya que frecuentemente no está relacionada con la cantidad de Al que es medido por las técnicas analíticas convencionales. No obstante ello, Calba et al. (2004) observaron que el Al intercambiable dependió parcialmente de la dinámica del Al en la rizosfera de maíz. Dicha dinámica, además mostró ser controlada por las variaciones locales e instantáneas en el pH de la solución del suelo. Como resultado, el pH juega un mayor rol en la especiación del Al en la solución del suelo, en la densidad de cargas superficiales del suelo y en el intercambio de cationes entre la solución del suelo y los sitios de intercambio. Además, la materia orgánica puede incrementar la capacidad reguladora

del suelo ante agentes acidificantes como pueden ser los fertilizantes amoniacales (Bouman et al., 1995; Fabrizzi et al.,1999).

La medida en que estas diferentes formas de la acidez del suelo varían ante aplicaciones de diferentes fuentes nitrogenadas y dosis no ha sido aún establecida en Argentina. En este contexto se plantean los siguientes interrogantes:

- *Cuál será la incidencia sobre la acidez del suelo de la aplicación al cultivo de maíz de altas dosis de UREA y UAN ?*

- *Cómo interactuará la actividad de las raíces de maíz (efecto rizosférico) con el efecto de los fertilizantes?*

6.2.- OBJETIVOS

- a) Estudiar la variación de las distintas formas de acidez del suelo (actual, intercambiable y total) como consecuencia de la utilización de 2 fuentes nitrogenadas con diferente índice de acidez y relación $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ aplicadas al inicio del cultivo de maíz .

- b) Determinar la interacción del efecto de los fertilizantes con la actividad de las raíces de maíz (efecto rizosférico).

6.3.- HIPÓTESIS

- a) La distintas formas de acidez del suelo (acidez total, intercambiable y actual) variarán en función de la interacción fuente x dosis mientras que la biomasa del cultivo no se verá afectada.

- b) La disminución de la acidez del suelo adyacente a la raíz causada por la aplicación de UREA y UAN, será compensada por la actividad rizosférica. Este efecto variará en función de la forma de acidez.

6.4.- MATERIALES Y METODOS:

6.4.1.- Diseño experimental

Se realizó un ensayo con macetas en el invernáculo de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. El sustrato utilizado fue el horizonte A (0-20 cm) de un Argiudol típico cuyas características principales son pH (1:2,5) de 5.3, Carbono total de 1.8 % , Nitrógeno total 0,15 % y textura franca. El suelo, se distribuyó en macetas plásticas de 3 dm³ de volumen que se dispusieron dentro del invernáculo en un arreglo factorial.

La especie vegetal utilizada fue maíz (*Zea Mays L.*). Cada maceta fue sembrada con tres semillas pregerminadas que se ubicaron a 0.03 m de profundidad. Las semillas fueron germinadas en papel húmedo a temperatura ambiente previamente a la siembra. Se agregó agua manteniendo el nivel de humedad a capacidad de campo. En el estadio de emergencia, se ralearon las plántulas quedando una planta por maceta, hasta el estadio de 6 hojas expandidas (V₆).

El diseño estadístico aplicado comprendió 3 factores con dos niveles cada uno: fuente de N (urea y UAN), dosis (100 y 200 kg N ha⁻¹) y proximidad a la raíz [suelo rizosférico (R) y suelo no rizosférico (NR)]. La urea es un fertilizante que, en comparación con el UAN posee mayor grado e índice de acidez.

6.4.2.- Determinaciones:

En suelo:

En el estadio V₆ (6 hojas expandidas) se extrajeron muestras compuestas (n =3) del suelo de las macetas de dos diferentes sectores: suelo adherido a la raíz (suelo rizosférico: R) y suelo no adherido a la raíz (suelo no rizosférico: NR). Las plantas enteras fueron descalzadas cuidadosamente de los recipientes. El suelo remanente fue considerado suelo no rizosférico (NR) mientras que la fracción de suelo que se desprendió de las raíces tras ser sacudidas suavemente se consideró no rizosférico (NR). En las muestras de suelo R y NR de todos los tratamientos, se determinaron pH actual e intercambiable:

- 1.- pH actual: se preparó una solución con 10 gramos de suelo y 25 gramos de agua que se homogeneizó bien y se dejó descansar por 2 horas. Luego se midió el pH con un potenciómetro. Se utilizó un buffer con valor conocido de pH (7) para calibrar el aparato.
- 2.- Acidez intercambiable y Al intercambiable: en este caso la muestra de 10 gramos de suelo fue homogeneizada con una solución de KCl (1 M). Se dejó reposar por 2 horas al cabo de las cuales se midió la acidez con un potenciómetro (Thomas 1982 en Sparks, 1982).
- 3.- Acidez total utilizando como extractante trietanolamina (TEA-BaCl₂) según los descripto por Peech, 1965 en Sparks, 1982).

En material vegetal

En el material vegetal cosechado se determinaron: i) biomasa total discriminada en raíces y parte aérea de raíces e índice de área foliar (IAF). Los valores de biomasa se obtuvieron por secado de la muestra en estufa a 60 °C hasta constancia en peso. El IAF se determinó por medio de un medidor digital de área foliar marca LYCO.

6.4.3.- Cálculo del balance de protones

Para explicar las causas de la variación de la acidez del suelo se realizó un balance de protones según lo propuesto por Bouman et al (1995). Siguiendo el criterio aplicado por estos autores se consideró que la totalidad del N orgánico y amoniacal aportado por la urea y el UAN se oxidó a nitrato en una relación 1:1 (moles de N/moles de H⁺). Los ítems del balance expresados en $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ son:

(1) Acidez potencial: Cantidad de protones que genera la mineralización del fertilizante aplicado.

(2) Protones neutralizados por la planta: Se asume que cada mol de nitrato absorbido corresponde a un mol de oxhidrilo liberado por la planta.

(3) Acidez teórica= (1)-(2)

(4) Acidez medida = Es el dato de acidez medido experimentalmente.

(5) Relación acidez medida/acidez teórica = [(4)/(3)] * 100

6.4.4.- Análisis estadístico

Los datos se analizaron estadísticamente con el programa Statistix. Se aplicó el análisis de la varianza para establecer la significancia de los efectos de las dosis, fuentes de fertilizante y proximidad a la raíz sobre las variables medidas. Se aplicó el test de Mínimas Diferencias Significativas (LSD) para comparar las medias entre los tratamientos. Se realizaron análisis de correlación entre las formas de acidez medidas y variables del suelo y el cultivo.

6.5.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.5.1.- pH (H₂O)

La proximidad a la raíz (R) fue el factor que incrementó significativamente los valores de pH (H₂O) de la solución del suelo, mientras que la dosis, fuente y sus interacciones no incidieron (Tabla 6.1) .

Tabla 6.1:
ANOVA (análisis de la varianza) de la Acidez actual, Acidez intercambiable y Acidez total afectadas por la dosis y fuente de fertilizante y la posición de muestreo.

Fuente de variación	ANOVA (Pr > F)		
	Acidez actual	Acidez Intercambiable	Acidez total
Dosis de fertilizante (D)	0,170	0,076 *	0,013 **
Fuente (F)	0,330	0,430	0,640
Proximidad a la raíz (PR)	0,005 ***	0,015 **	0,370
D x F	0,560	0,780	0,460
D x PR	0,200	0,480	0,930
F x PR	0,590	0,045 **	0,270
D x PR x F	0,780	0,900	0,230

La media general del valor de pH actual de los tratamientos R fue 6.2 mientras que la correspondiente a los NR descendió a 5.9. Estos datos indican , que en la rizosfera del suelo, la producción de OH⁻ por parte de la raíz de maíz en respuesta a la absorción de NO₃⁻ provocó un incremento del pH de 0.4 unidades en promedio. Calba et al. (2004) en cambio, informaron descensos de pH de la solución de 3 suelos de 0,5; 0,9 y 1 como consecuencia del crecimiento de las raíces de maíz en un experimento de 14 días de duración. En nuestro experimento, el balance de iones en la solución del suelo

fue predominantemente a favor de nitratos que al ser absorbidos en mayor proporción que los cationes provocan una liberación de OH^- que incrementó el pH.

El análisis de la varianza de las muestras R y NR por separado mostró que en el grupo NR se observaron efectos significativos de fuente y dosis de fertilizante mientras que en el suelo R dichas diferencias no se detectaron (Figura 6.1).

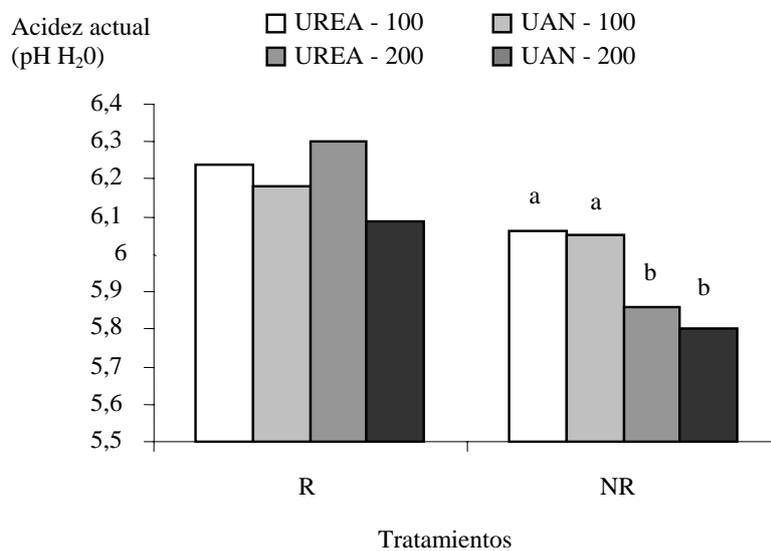


Figura 6.1:
Valores de acidez actual en el suelo (pH 1:2,5) medidos en V6.
Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).
R: suelo rizosférico, NR: suelo no rizosférico.

Los valores de pH (H_2O) en los tratamientos R variaron entre 6,1 y 6,3 y no fueron afectados por la fertilización aplicada. No se observó efecto de fuente de fertilizante, dosis ni la interacción entre ellas. Esto indica que la actividad de la raíz, es decir la actividad de OH^- en respuesta a la absorción de NO_3^- es capaz de neutralizar la acidez actual producida por la liberación de H^+ de hasta 200 kg de N ha^{-1} de fertilizantes

amoniacales. Esto significa que, al menos en el nivel rizosférico, la aplicación de altas dosis de N a la siembra de maíz no modificó el pH de la solución del suelo. Por lo tanto no habrían sido afectados los procesos del suelo y la planta relacionados.

En el suelo NR, en cambio, se observó un efecto significativo de la dosis de fertilizante ($p < 0.0001$). El agregado de 100 kg N ha^{-1} y de 200 kg N ha^{-1} provocaron disminuciones de 0.3 y 0.5 unidades de pH respectivamente en el período siembra-V6 comparados con el testigo inicial. Sin embargo, no se produjeron diferencias entre fuentes lo que indica que la diferente proporción $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ de los fertilizantes aplicados no fue suficiente para establecer una diferencia significativa en el pH de la solución del suelo. Estos datos muestran que a pesar del diferente índice de acidez de la UREA respecto del UAN (80 vs 40), ambos fertilizantes influyeron de igual modo en la concentración de H^+ de la solución del suelo aún cuando se aplicaron 200 kg N ha^{-1} en la siembra del cultivo. En el suelo NR, el factor que provocó la diferencia entre dosis fue la concentración de H^+ provenientes de los fertilizantes aplicados.

6.5.2.- Acidez intercambiable (AI)

La acidez intercambiable (AI) fue afectada significativamente por los tres factores estudiados: “dosis” y “proximidad a la raíz x fuente” (Tabla 6.1). Los valores de AI variaron entre 0.07 y $0.12 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, en forma inversa al incremento de la dosis aplicada independientemente de la fuente utilizada y proximidad a la raíz (Tabla 6.2.)

Tabla 6.2:

Valores de Acidez intercambiable medidos en suelo rizosférico y no rizosférico (A I – R y A I – NR respectivamente) y valores de Aluminio intercambiable (Al^{3+}).

Letras diferentes representan diferencias significativas ($p < 0,01$)

Fuente de	Dosis de	Acidez intercambiable ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)	Aluminio intercambiable (%)
------------------	-----------------	---	--

En las muestras de suelo rizosférico, los valores de acidez intercambiable resultaron mayores que en el suelo no rizosférico, no afectado por la raíz. De modo que en el suelo rizosférico la acidez de la solución fue menor pero la del complejo de intercambio fue mayor. La raíz libera OH^- como respuesta a la absorción de nitratos, mientras que libera protones cuando absorbe cationes (principalmente Ca^{2+} y Mg^{2+}) acidificando el medio. Como resultado, los OH^- provenientes de la raíz neutralizaron los H^+ de la solución, incrementando el pH. En cambio los H^+ ocuparon espacios en el complejo de cambio aumentando así la acidez de intercambio. El efecto de la proximidad de la raíz estuvo condicionado por la fuente utilizada.

La aplicación de UAN causó los mayores valores de Acidez intercambiable en los tratamientos cercanos a la raíz pero los menores en aquellos alejados, mientras que la aplicación de urea no provocó diferencias entre suelo rizosférico y no rizosférico.

La acidez de intercambio comprende al Al^{3+} ubicado en el complejo de cambio del suelo además de la concentración de H^+ . En nuestro experimento, la concentración de Al^{3+} en el suelo fue similar en el suelo rizosférico y no rizosférico. Esto demuestra que la diferencias con el testigo podrán ser atribuida a los H^+ provenientes de la fertilización realizada.

En el suelo NR se observó efecto de la fuente y dosis de fertilizantes, aunque todos los valores se mantuvieron por debajo de $0.1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (entre 0.027 y $0.094 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), valores similares a los informados por Fabrizzi et al. (1998) para un Argiudol del SE bonaerense y Curtin et al (1984) para suelos norteamericanos con pH semejantes.

6.5.3.- Acidez total:

La acidez total o potencial fue significativamente afectada por la dosis aplicada ($p=0,013$) no habiéndose observado efecto de cercanía a la raíz ni fuente. La media general aumentó con el aumento de la dosis de N aplicada de 6.57 a 8.21 para las dosis de 100 y 200 kg de N ha^{-1} respectivamente. (Figura 6.2).

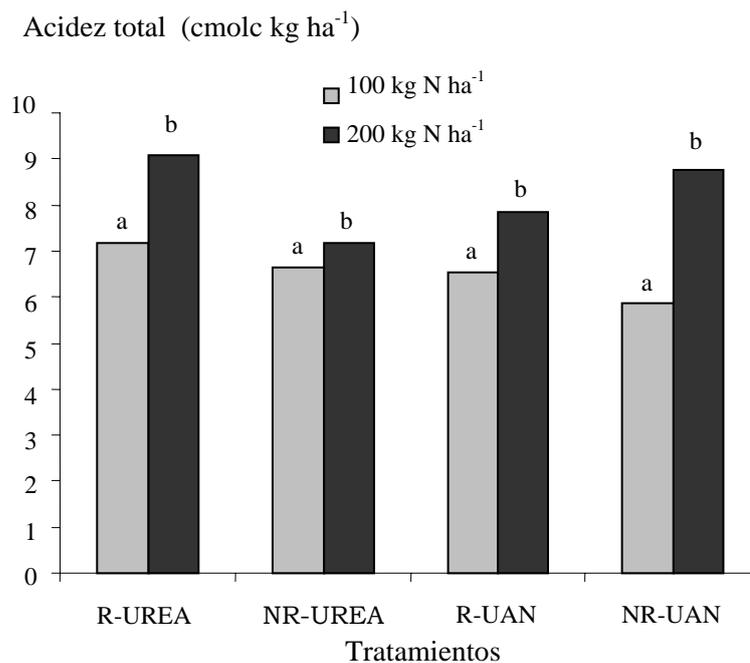


Figura 6.2:

Efecto de la dosis de fertilizante sobre la acidez total en muestras de suelo rizosférico de maíz fertilizado con UREA y UAN (R- UREA y R-UAN respectivamente) y muestras de suelo no rizosférico fertilizado con UREA y UAN (NR-UREA y NR-UAN respectivamente).

Letras diferentes representan diferencias significativas entre 100 y 200 kg N ha⁻¹ (p < 0,05).

Dado que se aplicaron dosis de 100 y 200 kg N ha⁻¹ se estima que en cada caso el aporte de protones para cada maceta fue de 14 y 28 milimoles de H⁺ respectivamente. Según los valores obtenidos, dicha liberación de H⁺ habría sido neutralizada por la planta sólo en la zona rizoférica. Efectivamente, la cantidad de OH⁻ liberada por el cultivo de maíz desde la siembra hasta V6 (10 % del total del N requerido para todo el ciclo) fue de 3 milimoles y 4.5 milimoles por maceta para las dosis de 100 y 200 kg N ha⁻¹ respectivamente. El balance de protones se muestra en la Tabla 6.3.

Tabla 6.3.-
Balance de protones calculado para el suelo rizosférico y no rizosférico (R and NR respectivamente)
fertilizado con UREA y UAN en dosis de 100 y 200 kg de Nha⁻¹.

Tratamiento	Acidez Potencial	Protones Calculados	Acidez Teórica	Acidez Medida	Relación Medida/Teórica
-------------	---------------------	------------------------	-------------------	------------------	----------------------------

La acidez medida fue siempre inferior a la estimada. Diversos autores observaron la misma tendencia (Bouman et al., 1995; Fabrizzi et al.,1998). Ellos observaron que la acidez medida representó sólo el 4.7 % de la teórica. Atribuyen estas diferencias a las pérdidas por desnitrificación y volatilización ocurridas en el suelo, las cuales anularían el efecto acidificante de fuentes amoniacales citadas oportunamente por Boswell et al., 1985). En nuestro experimento, las diferencias estuvieron afectadas por el efecto rizosférico y la dosis de fertilizante aplicado.

Estos datos explican la acidificación observada en el suelo no rizosférico ya que la liberación de OH⁻ por la planta fue insuficiente para neutralizar toda la acidez producida. La acidez aportada por el fertilizante podría haber sido totalmente neutralizada si las plantas hubieran absorbido el total del nitrato mineralizado (Bolan et

al., 1991). Pero esta situación no ocurre en este manejo ya que toda la dosis es aplicada a la siembra y a V6 el cultivo solo absorbió el 10 % del total .

6.5.4.- Incidencia de las formas de acidez medidas sobre el desarrollo del cultivo

Este balance de protones fue realizado hasta el estadio V6 de modo que cabe esperar que la producción posterior de OH^- de la planta como consecuencia de la absorción del 90 % restante del N requerido por el cultivo logre neutralizar el total de la acidez provocada por el fertilizante aplicado en ambas dosis. Una caída significativa del pH por debajo de 5,5 provocaría liberación de aluminio al medio con la consecuente inmovilización del P disponible en la solución del suelo. Esto provocaría disminución de la biomasa de raíces y por lo tanto, menor absorción de nutrientes y agua y, finalmente, menor biomasa total y rendimiento en grano. La disminución del pH por debajo de 5.5 también provocaría merma en la producción de biomasa por efectos tóxicos del aluminio activo sobre el metabolismo del maíz. La biomasa de raíces y aérea medida en V6 se muestran en la Tabla 6.4

No se produjeron diferencias significativas en la biomasa de raíces, lo que confirma que el efecto acidificante de la fertilización no afectó el metabolismo de las mismas. Asimismo, esto fue corroborado por la ausencia de diferencias significativas en los valores de Al^{3+} en correspondencia con las disminuciones del pH NR .La biomasa aérea, en cambio, varió significativamente ($p < 0,02$) mostrando que sólo la dosis de 200 kg de N provocó incrementos significativos en la biomasa sin observarse efectos de fuente. A pesar de que el pH inicial del suelo fue 5,3 el efecto buffer del

cultivo elevó aproximadamente 1 punto el valor en el testigo, situando al suelo en un rango de pH donde no son esperables problemas por acidez.

6.5.5. Consideraciones finales

Los resultados obtenidos permiten arribar a las siguientes conclusiones:

Hipótesis a)

La distintas formas de acidez del suelo (acidez total, intercambiable y actual) variarán en función de la interacción fuente x dosis mientras que la biomasa del cultivo no se verá afectada.

Se acepta la hipótesis propuesta ya que la Acidez Intercambiable se vio significativamente afectada por la interacción fuente * efecto rizosférico mientras que la Acidez total varió en función de la dosis aplicada. La acidez actual fue afectada por la dosis solamente en las muestras de suelo no rizosférico. A pesar del efecto acidificante inicial de la fertilización, no fueron afectados el normal desarrollo de la biomasa aérea ni de la raíz.

Hipótesis b)

La disminución de la acidez del suelo adyacente a la raíz causada por la aplicación de UREA y UAN, será compensada por la actividad rizosférica. Este efecto variará en función de la forma de acidez.

Se acepta la hipótesis postulada. La aplicación a la siembra altas dosis de N-amoniaco provocó disminuciones significativas del pH de la solución del suelo que a nivel rizosférico fueron neutralizadas por la liberación de OH⁻. Ambas fuentes de N se

comportaron del mismo modo a pesar de su diferente índice de acidez. La acidez intercambiable fue afectada por la interacción entre la fertilización y la rizosfera.

6.6.-REFERENCIAS

- Black CA. 1965. Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy 9. Amer. Soc. Agronomy. Madison. WI.
- Bolan NS, Hecley MJ y White RE. 1991. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. *Plant Soil* 134:53-63.
- Boswell F, Meisenger J y Case N. 1985. Production, marketing and use of nitrogen fertilizers. En: O.P. Engelstad (ed) *Fertilizer technology and use*. 3th ed. SSSa. Madison. Wisconsin.
- Bouman OT, Curtin D, Campbell CA, Biederbeck VO y Ukrainetz H. 1995. Soil acidification from long-term use of anhydrous ammonia and urea. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:1488-1494.
- Calba H, Cazevieille P, Théé Ch, Poss R y Jaillard B. 2004. The dynamics of protons, aluminum, and calcium in the rhizosphere of maize cultivated in tropical acid soils: experimental study and modeling. *Plant Soil* 260: 33-46.
- Curtin D, Rostad HP y Huang PM. 1984. Soil acidity in relation to soil properties and lime requirement. *Can. J. Soil Sci.* 64: 545-554.
- Fabrizzi K, Picone L, Berardo A y García F. 1998. Efecto de la fertilización nitrogenada y fosfatada en las propiedades químicas de un Argiudol típico. *Ciencia del suelo* 16: 71-76.
- Hinsinger PH, Passard C, Tang C y Jaillard B. 2003. Origins of root-mediated pH changes in the rizosphere and their responses to environmental constraints: A review. *Plant Soil* 248: 43-59.
- Hoffman C, Ladewig E, Claasen N y Jungk A. 1994. Phosphorus uptake of maize as affected by ammonium and nitrate nitrogen. Measurements and model calculations. *Z. Pflanzenernär. Bodenk*, 157, 225-232.
- Jaillard B, Plassard C y Hinsinger P. 2003. Measurement of H⁺ fluxes and concentrations in the rhizosphere. En: *Handbook of Soil Acidity*. Z. Rengel (ed). Pp. 231-266. Marcel Dekker Inc, New York.

- Juo ASR, Dabiri A. y Franzluebbbers K. 1995. Acidification of a kaolinitic Alfisol under continuous cropping with nitrogen fertilization in West Africa. *Plant Soil* 171: 245-253.
- Marschner H, Römheld V, Ossenberg-Neuhaus H. 1982. Rapid method for measuring changes in pH and reducing processes along roots of intact plants. *Seitschrift für Pflanzenphysiologie* 105:407-416.
- Millán F, Hétiér JM, Moreau R, Pétard J y Burguera M. 1999. Acidification of a cultivated Alfisol in Venezuela. *Commun. Soil Science Plant Analysis* 30 (1&2): 183-198.
- Nye P.H. 1981. Changes of pH across the rhizosphere induced by roots. *Plant Soil* 61: 7-26.
- Rodríguez MB, Taboada MA y Cosentino DJ. 1999. Influence of growing plants and nitrogen fertilizer on saturated hydraulic conductivity. *Commun. Soil Science Plant Anal.* 30 (11&12): 1681-1689.
- Sparks L. 1996. *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods*. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA. 1390 Pp.
- Tang C y Rengel Z. 2002. Role of plant catio/anion uptake ratio in soil acidification. En: *Handbook of Soil Acidity*. S. Rengel (ed). Mercel Dekker, New York.
- Van Lierop W. 1990. Cap 5: Soil pH and lime requirement determination. En: *Soil testing and plant analysis*. RL Westerman (ed). SSSA, Inc. Madison, Wisconsin. 757 Pp
- Zubillaga M S, Rodríguez MB, Torri S y Taboada MA. 1998. Eficiencia de dos fuentes nitrogenadas en maíz. En: *Avances en el manejo del suelo y agua en la Ingeniería rural Latinoamericana*. Balbuena RH, Benez SH y Jorajuría D (Eds). 150-154. ISBN N°950-34-0124-0.

Capítulo 7

CONCLUSIONES

7.1.- CONCLUSIONES DE LA TESIS

El objetivo general de esta tesis fue evaluar el riesgo de impacto ambiental sobre el suelo y la atmósfera por la aplicación de fertilizantes nitrogenados al cultivo de maíz en un suelo agrícola de la Pradera Pampeana. Dicho impacto se refirió específicamente al incremento en el nivel de nitratos en las capas profundas del suelo, la emisión de amonio a la atmósfera y la disminución del pH del suelo; todos ellos por aplicación de altas dosis de fertilizantes nitrogenados al cultivo de maíz.

La información obtenida sobre la incidencia de la fertilización en la acumulación de nitratos en el perfil del suelo, permitió relacionar el incremento en la dosis de nitrógeno con el aumento del N residual y el N lixiviable, independientemente de los rendimientos del cultivo y el balance hídrico del año. En dos campañas sucesivas donde la disponibilidad de agua fue diferente, el nivel de N remanente al fin del ciclo de maíz fue incrementado con el aumento de la dosis. Esto se debió a la importante liberación al pool de N mineral de N provenientes de la mineralización de la materia orgánica del suelo. Esta tendencia fue confirmada por la técnica de marcación isotópica con ^{15}N aplicada en el capítulo 4. De este modo se comprobó que tanto el contenido de N residual como el potencialmente lixiviable se incrementaron cuando la dosis de N pasó de 120 a 180 kg N ha⁻¹. La observación de ^{15}N proveniente del fertilizante por debajo de los dos metros confirmó la existencia del proceso de migración de los nitratos hacia las capas profundas del suelo durante el ciclo del cultivo. De modo que la aplicación de fertilizantes nitrogenados en altas dosis efectivamente aumenta el riesgo de acumulación en el perfil del suelo de N susceptible de ser lixiviado a las napas de agua.

La aplicación de fertilizantes nitrogenados aumentó la emisión de NH_3 a la atmósfera en porcentajes que significan perjuicios económicos. El grado de N amónico presente en la formulación del fertilizante incidió en la mayor susceptibilidad a la volatilización. La temperatura del suelo condicionó la emisión de N como gas amoníaco y difirió según la fuente aplicada.

La incorporación de fertilizantes nitrogenados a la siembra del maíz provocó variaciones en las diferentes formas de acidez del suelo. Dichas variaciones fueron condicionadas por la cercanía a la raíz (efecto rizosférico) viéndose compensadas por el intercambio de cationes y aniones entre la rizosfera y el suelo. Sin embargo, la disminuciones de pH observadas fueron muy pequeñas y no incidieron en la actividad del Al^{3+} . La biomasa del cultivo no se vio alterada por las variaciones de pH razón por cual se considera que el riesgo de daño ambiental por acidificación no es importante.

7.2.- PERSPECTIVAS FUTURAS

Los avances realizados en esta tesis permiten establecer la existencia de riesgos ambientales respecto de los procesos de lixiviación de nitratos y volatilización de NH_3 que se ven incrementados por la aplicación de altas dosis de fertilizantes nitrogenados. Sin embargo, la información obtenida debe ser completada con estudios complementarios.

La técnica de marcación isotópica con ^{15}N es una herramienta moderna y confiable para determinar los destinos del fertilizante marcado. En esta tesis se confirmó la existencia de un riesgo de lixiviación de nitratos en el suelo que se estudió. Sería muy

valioso complementar esta información con estudios que se realicen en el agua de la napa para confirmar la contaminación por su enriquecimiento con nitratos provenientes de la fertilización. Al momento de la finalización de esta tesis, se encuentran en marcha estudios de este tipo que serán informados en poco tiempo.

Las conclusiones respecto de la emisión de NH_3 medidas en esta tesis tienen valor ambiental además de una gran incidencia sobre la eficiencia del uso de los fertilizantes nitrogenados. Sin embargo, no deja de ser un dato puntual que impide una extrapolación a situaciones reguladas por otros factores. El desarrollo de modelos que permitan la predicción de las pérdidas futuras que se producirían ante un determinado manejo se percibe como un paso futuro de vital importancia. Su aplicación permitirá minimizar el riesgo de contaminación del aire por la emisión de NH_3 a partir de los fertilizantes.