



Universitat de Lleida

**Estudio ambiental, diagnóstico y manejo del nitrógeno en
sistemas de agricultura de regadío: aplicación a la zona
regable de los canales del Urgell**

**Tesis doctoral
Pere Villar Mir**

Lleida, Junio 1999

17 MAIG 1999

2094

S:

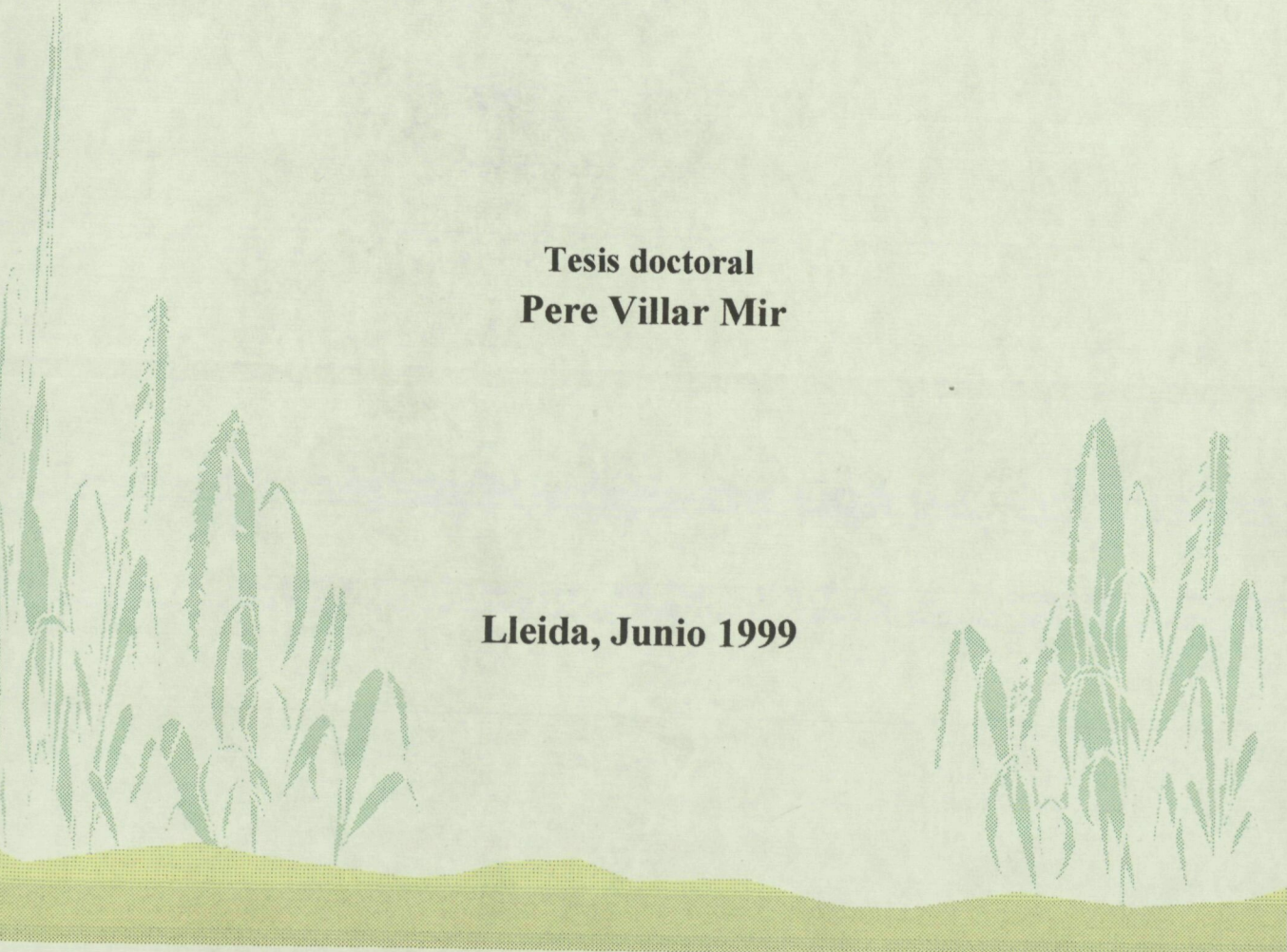


Universitat de Lleida

**Estudio ambiental, diagnóstico y manejo del nitrógeno en
sistemas de agricultura de regadío: aplicación a la zona
regable de los canales del Urgell**

**Tesis doctoral
Pere Villar Mir**

Lleida, Junio 1999





Universitat de Lleida

Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl

**Estudio ambiental, diagnóstico y manejo del nitrógeno en
sistemas de agricultura de regadío: aplicación a la zona regable
de los canales del Urgell**



Memoria presentada por

Pere Villar Mir

Para optar al grado de Doctor Ingeniero Agrónomo

Director de Tesis: **Dr. Josep M. Villar Mir**. Universitat de Lleida

Director de Tesis

Doctorando

Lleida, Junio 1999

El trabajo se llevó a cabo en el Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl de la Universitat de Lleida conjuntament con el Laboratori d'Anàlisi i Fertilitat de Sòls (Sidamon).

Proverbio Inglés que se remonta al año 1175

You can take a horse to water, but you can't make it drink

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar agradecer a la Secció de Centres, Serveis a la Recerca i Recursos Humans del Departament d'Ensenyament de la Generalitat de Catalunya por haber becado mis estudios de tercer ciclo durante el periodo 92-95.

Al Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya por haber impulsado el desarrollo de esta tesis otorgando ayudas económicas para su ejecución.

A Jaume Boixadera y a Carmen Herrero de la Sección de Evaluación de Recursos y Nuevas Tecnologías del DARP, por su contribución a mi conocimiento de los suelos de la zona donde se ha desarrollado la tesis.

Agradecer también al Consell Comarcal del Pla d'Urgell por su interés en la promoción de actividades agrícolas en la comarca y su sensibilidad por el medio natural, y muy especialmente a su presidente Joan Reñé, por su ayuda y confianza.

A los agricultores: Antoni Torremadé, Ramón Salvia, Ramón Arderiu, Albert Costa y Fermín Ortiz, por haberme permitido realizar ensayos en sus parcelas.

A mis compañeros del Departamento de "Medi Ambient i Ciències del Sòl" de la Universidad y especialmente a Joan Ignasi Rosell y a Pedro Pérez por su apoyo en mis primeros años de tesis.

Agradecimientos

A los estudiantes que realizaron sus trabajos final de carrera en la misma zona: Juanjo Vilches, Marc Solsona, Raul Bernís y Pere Mas.

Agradecer también a mis compañeros de trabajo: Josep Pociello, Lidia Ortín, Agnés Tarruella, Pere Porta, Manel Badia y Josep Muñoz por la paciencia que han mostrado en mis momentos de delirio.

A Francesc Ferrer, compañero de tesis y amigo.

A mi hermano, amigo y director de la tesis Josep María Villar Mir por que sin su continua insistencia nunca hubiera terminado esta tesis.

Agradecer a mi amigo, compañero y jefe Miguel Arán porque su trabajo en equipo, su comprensión y sus discusiones han contribuido a mejorar los resultados de este trabajo.

Al rector de la Universidad de Lleida, Jaume Porta Casanellas que contribuyó decisivamente a mi vocación por la ciencia del suelo e impulsor fundamental y original de los estudios de edafología en la UdL.

A mis padres y hermanos por el apoyo prestado a lo largo de mis años de estudio en Lleida.

Finalmente, y de forma muy especial, agradecer a mi mujer Lluïsa, por su comprensión y estima y a mis hijos, Héctor y Amàlia por la ilusión que generan.

RESUMEN

La fertilización nitrogenada del maíz de regadío constituye uno de los retos agronómicos más complicados.

En la zona de los Canales de Urgell, en la provincia de Lleida, el maíz constituye el cultivo extensivo de mayor rentabilidad económica con producciones que oscilan entre 11 y 15 t ha⁻¹.

A partir de un elevado potencial de producción debido al clima, disponibilidad de agua y al tipo de suelo, la tendencia general de los agricultores es aplicar una dosis fija de nitrógeno del orden de 300 a 400 kg ha⁻¹.

El estudio se ha planteado como un desarrollo de métodos para ajustar a la baja las dosis de fertilizante nitrogenado sin alterar la producción.

Se han diseñado cuatro líneas de trabajo:

1. Se ha procedido al seguimiento de siete parcelas gestionadas directamente por el agricultor, durante las campañas 1993 y 1994. Los métodos de producción son los tradicionales de la zona.

Se ha controlado la dinámica de nitratos en el medio de forma espacial y temporal en función del riego y fertilización convencional.

Los resultados muestran que el sistema tradicional genera un excedente de nitrógeno que no es absorbido por la planta. Dicho nivel no está correlacionado con la producción.

2. En estas mismas parcelas se ha controlado la concentración de nitratos y nitrógeno en la base del tallo en los estadios de 6 hojas, polinización y madurez fisiológica.

Se deduce que la concentración de nitratos en el estadio de 6 hojas en la base del tallo es un método efectivo para evaluar la absorción de nitrógeno del cultivo, la disponibilidad de nitrógeno en el suelo y la producción final del cultivo. Los distintos factores de producción del cultivo (estructura del suelo, manejo del riego, climatología, pluviometría y capacidad de retención de agua disponible del suelo entre otros), influyen en la producción y en la absorción de nitratos en la base del tallo en dicho estadio.

3. Se ha efectuado un ensayo con distintas dosis y fraccionamiento del abonado nitrogenado. Con un seguimiento exhaustivo de nitratos en suelo y planta.

Los resultados indican que las máximas producciones se obtienen con aportaciones en pre-siembra de 125 kg N ha^{-1} . No es necesario el fraccionamiento del abonado nitrogenado.

4. Se ha efectuado una prospección en 902 parcelas en la zona para evaluar los niveles de nitrógeno mineral en el período otoño e invierno. Un 36% de parcelas muestran niveles superiores a 40 mg N kg^{-1} . Dichos niveles superan el umbral de respuesta en los cultivos de la zona.

Tan sólo en un 20% de las parcelas se detectan niveles inferiores a 10 mg N kg^{-1} . En estos casos podría aplicarse un sistema de recomendación de abonado por dosis fija (en función aún así del potencial productivo de la parcela).

Resumen

La principal conclusión de la tesis es que el método de control de los nitratos en el suelo en superficie, antes de la siembra y en las condiciones de la zona, es un procedimiento fiable, rápido y operativo de evaluación de las necesidades de abono nitrogenado en el cultivo del maíz.

ÍNDICE	PÁGINA
AGRADECIMIENTOS	ii
RESUMEN	iii
ÍNDICE	vi
ÍNDICE DE TABLAS	ix
ÍNDICE DE FIGURAS	xii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Consideraciones generales	2
1.2. Impacto del nitrógeno en el medio ambiente	5
1.3. El maíz	11
1.4. La zona regable de los canales del Urgell	15
1.5. El nitrógeno en el suelo	20
1.6. Exceso de nitratos en el perfil del suelo	33
1.7. Movilidad de nitratos en el suelo y riesgo de contaminación	35
1.8. Seguimiento del contenido de nitratos en el suelo y momento más adecuado	37
1.9. El nitrógeno en la planta	39
1.10. Objetivo general	44
1.11. Referencias	46
2. CAPÍTULO 1. Una prospección del contenido de nitratos en suelos y aguas en parcelas comerciales de maíz en suelos de regadío CHAPTER 1. A survey of soil and water nitrate content of commercial cornfields on irrigated soils.....	49
2.1. Introduction	51
2.2. Material and Methods	53
2.3. Results and Discussion.....	59

2.4. Conclusions	71
2.6. Acknowledgements.....	72
2.5. References	73
3. CAPÍTULO 2. Concentración de nitratos en la base del tallo de maíz en relación al nitrógeno absorbido, producción y nitrógeno disponible en suelos calcáreos de regadío CHAPTER 2: Corn stalk concentrations related to N uptake, grain yield and nitrogen availability in irrigated calcareous soils	78
3.1. Introduction	79
3.2. Material and Methods	80
3.3. Results and Discussion	82
3.4. Conclusions	90
3.5. References	91
4. CAPÍTULO 3. Optimización de la fertilización nitrogenada en maíz en suelos calcáreos en el área regable por los canales de Urgell.	93
4.1. Introducció	97
4.2. Material y Métodos	100
4.3. Resultados	104
4.4. Discusión de los resultados.....	114
4.5. Conclusiones	129
4.6. Agradecimientos.....	130
4.7. Referencias	131
5. CAPÍTULO 4. Estudio prospectivo de los niveles de nitrógeno disponibles en el suelo y recomendación de abonado nitrogenado	135
5.1. Introducción	136
5.2. Estudio de los niveles de nitrógeno disponible en el medio	138
5.2.1. Introducción	138

5.2.2. Metodología de trabajo	140
5.2.3. Resultados	142
5.2.4. Discusión de los resultados	146
5.3. Aplicación del método del N min en trigo y maíz	147
5.3.1. Introducción	147
5.3.2. Justificación del estudio	147
5.3.3. Aplicación del método del N min en el cultivo de maíz	149
5.3.4. Aplicación del método del N min en el cultivo de trigo	151
5.4. Conclusiones	153
5.5. Referencias	154
6. CONCLUSIONES GENERALES	156

ÍNDICE DE TABLAS	PÁGINA
Introducción	
Tabla 1. Impacto en el medio ambiente del nitrógeno	5
Tabla 2. Directrices de la FAO de interpretación de la calidad del agua para el riego en función del contenido de nitrógeno	8
Tabla 3. Niveles máximos de sustancias tóxicas en el agua de beber para el ganado	8
Tabla 4. Evaluación de la agresividad del agua en el hormigón en función del contenido de amonio	8
Tabla 5. Análisis aproximado de la riqueza nutritiva del grano de maíz con un contenido de agua del 13.5%	12
Tabla 6. Extracciones medias equivalentes de nitrógeno de los principales cultivos de la zona	17
Tabla 7. Extracciones de N (kg ha^{-1}) para los principales cultivos de la zona y tres objetivos de cosecha	18
Tabla 8. Resultados experimentales de pérdidas por volatilización según la sal amoniacal utilizada	28
Tabla 9. Ritmo de absorción de nitrógeno en el maíz	40
Capítulo 1.	
Table 1. Soil classification information for fields surveyed	54
Table 2. Corn crop management information for all fields	55
Table 3. Application rates and products used by farmers during the two years	55
Table 4. Calendar of irrigation events	56
Table 5. Weather data measured at Palau d'Anglesola	59
Table 6. Precipitation during survey and long-term precipitation average at Palau d'Anglesola	60
Table 7a. Evolution of soil $\text{NO}_3\text{-N}$ content (0-120 cm)	61

Table 7b. Inter-annual variation of soil nitrate content. Average for fields C, E, F and G	61
Table 8. Depth and nitrate content of the water in selected fields and times	63
Table 9. Summary of corn productivity, N availability, N uptake and N residual	69
Table 10. Average content of N in the grain and ratio N grain to N total	70

Capítulo 2.

Table 1. Planting and base stalk sampling dates	82
Table 2. Fields, soil series, soil NO ₃ -N content, corn grain yield, N uptake and biomass	83
Table 3. Basal stalk nitrate concentration at several stages of development in 1993-94 survey	86
Table 4. Stalk total nitrogen concentration at several stages of crop growth .	87

Capítulo 3.

Tabla núm. 1. Parámetros analíticos del perfil del suelo.....	100
Tabla núm. 2. Datos climáticos medidos en la estación agroclimática de El Palau d'Anglesola	105
Tabla núm. 3. Fecha de riego y evolución de la concentración de nitrato	106
Tabla núm. 4. Dosis de nitrógeno aportadas con el agua de riego durante la época de cultivo	107
Tabla núm. 5. Profundidad del nivel freático y evolución del contenido de nitrato	107
Tabla núm. 6. Balance de nitrógeno en el horizonte superficial del suelo y estimación de las pérdidas por volatilización del nitrógeno aplicado	108
Tabla núm. 7. Contenido de nitratos en el suelo en distintos estadios de cultivo.....	109
Tabla núm. 8. N aplicado y repartición de biomasa.....	111
Tabla núm. 9. N absorbido y concentración de N en distintas partes del	

maíz	111
Tabla núm. 10. Concentración de nitratos y nitrógeno en la base del tallo en distintos estadios del cultivo	113
Tabla núm. 11. Contenidos medios de nitratos y nitrógeno total en los estadios de polinización y madurez fisiológica.....	113
Tabla núm. 12. Diferencias de rendimiento, absorción y N en grano entre aplicaciones de cobertera	115
Tabla núm. 13. Cálculo de la fracción de nitrógeno lixiviado respecto el N aplicado	126
Tabla núm. 14. Cálculo de la eficiencia en el uso del nitrógeno y de la fracción de nitrógeno recuperado	127
 Capítulo 4.	
Tabla núm. 1. Distribución porcentual de los valores medidos de nitratos en los horizontes superficiales	143
Tabla núm. 2. Distribución de los nitratos presentes en el suelo (0-30cm) según el cultivo precedente	143
Tabla núm 3. Resumen estadístico de los resultados de nitratos	144

ÍNDICE DE FIGURAS	PÁGINA
Capítulo 1.	
Figure 1. Evolution of soil nitrate-nitrogen profiles in some selected fields .	62
Figure 2. Available soil nitrogen (PPNT plus N fertilizer) versus grain yield	64
Figure 3. Available soil N versus PMNT	64
Figure 4. Evolution of nitrate content for all the water irrigation samples ...	66
Figure 5. Evolution of depth of the water table and its nitrate concentration in field H	67
Capítulo 2.	
Figure 1. Relationship between nitrate content in top (0-30cm) soil and total depth soil (0-120cm) at V6 stage	84
Figure 2. Relationship between stalk nitrate concentration at V6 stage vs. Nitrogen uptake by corn	88
Figure 3. Relationship between grain yield vs. stalk nitrogen concentration at V6 stage in 1993	89
Capítulo 3.	
Figura 1. Relación entre el rendimiento en grano y el nitrógeno aplicado....	115
Figura2. Relación entre la producción de maíz grano y el contenido de nitratos en el suelo 0-120cm en el estadio de desarrollo de cultivo de 6 hojas y las aplicaciones de cobertera	116
Figura 3. Relación entre el contenido de nitratos en el horizonte superficial del suelo (0-30cm) y en el perfil del suelo (0-120cm)	117
Figura 4. Relaciones entre la concentración de nitrógeno kjeldhal y nitratos en la base del tallo de maíz en distintos estadios de desarrollo del cultivo con el nitrógeno disponible en el suelo.....	118
Figura 5. Relaciones entre la concentración de nitrógeno kjeldhal y nitratos en la base del tallo de maíz en distintos estadios de desarrollo del cultivo con la producción de maíz grano	121
Figura 6. Relaciones entre la concentración de nitrógeno kjeldhal y nitratos en la base del tallo de maíz en distintos estadios de desarrollo del	

cultivo con la absorción de nitrógeno del cultivo a final de ciclo..... 123

Capítulo 4.

Figura. 1. Niveles de nitratos detectados en la zona 145

Figura. 2. Aplicación del método del Nmin en el cultivo del maíz 149

Figura. 3. Aplicación del método del Nmin en el cultivo del trigo 151

1. INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

1. 1 Consideraciones Generales

El nitrógeno es el nutriente más limitante para el crecimiento de los cultivos. Se puede afirmar que se trata del elemento que las plantas necesitan de forma más abundante. Frente a esta demanda, el nitrógeno es el elemento más crítico entre los que el suelo tiene que suministrar. En un contexto global podemos afirmar que es necesaria la aplicación de fertilizantes nitrogenados para mantener la productividad de los cultivos. Si no se aplicaran fertilizantes nitrogenados se provocaría una falta generalizada de alimentos. De hecho el uso de fertilizantes nitrogenados ha sido y es un freno para el desarrollo del hambre a nivel mundial.

El desarrollo económico, sin embargo, ha favorecido que las aplicaciones de nitrógeno sean en muchas ocasiones superiores a las necesidades de los cultivos. El aumento de productividad en la últimas décadas proviene no de un aumento de la superficie cultivada sino de la intensificación de la agricultura existente por ejemplo a través del incremento en el uso de fertilizantes.

El consumo de nitrógeno en el estado español ha sido del orden de 1.0 Mt anuales (En el periodo 1990-1992), con un consumo promedio por hectárea de aproximadamente 60 kg N. A nivel mundial el consumo de nitrógeno ha alcanzado las 80 Mt. En el Reino Unido, por citar otro país europeo, el consumo fue de 1.6 Mt en el año 1990 (Según Jenkinson, citado por Addiscott et al., 1991).

La aplicación excesiva de fertilizantes nitrogenados provoca la presencia de una concentración muy alta de nitratos en el suelo. Se considera que una aplicación de nitrógeno es **excesiva**

Introducción

cuando la capacidad de extracción por parte del cultivo es inferior a esta, resultando en una acumulación en el suelo.

Una consecuencia de la presencia excesiva de nitratos en el suelo es que son potencialmente lavados, pasando a las aguas freáticas superficiales y a los acuíferos.

Des del punto de vista medio ambiental, la presencia de nitrógeno en el freático superficial ha provocado que con las captaciones de agua mediante pozos, tal como se realizan en la zona de estudio, el riego se convierta en una fertirrigación no controlada. Una disminución generalizada de las aplicaciones del nitrógeno, provocaría una disminución en el contenido de nitratos en el agua de riego.

La aplicación de fertilizantes se considera una **fuentes de contaminación no puntual** (Harris et al., 1995). Las zonas de agricultura de regadío principalmente, contribuyen a degradar los recursos hídricos. Además la descomposición de los productos agrícolas y de los residuos urbanos retorna el N asimilado en los alimentos, contribuyendo a la **contaminación ambiental** (Breitenbeck y Boquet, 1992).

La presencia de nitratos en el suelo es más negativa después de la cosecha ya que no existe la posibilidad de que sean absorbidos por las plantas, y pueden ser lavados del perfil del suelo y pasar a las aguas freáticas superficiales o más profundas (acuíferos).

Introducción

En condiciones de regadío es más evidente que el exceso de nitrógeno residual sea lavado del perfil del suelo, especialmente con riegos de superficie ya que una determinada cantidad del agua aplicada se mueve por debajo del sistema radicular (**fracción de lavado**).

El dilema se plantea entre la **producción de cultivos y la protección ambiental**. No se trata de optar entre las dos opciones ya que en principio no son opciones contrarias. Estos dos criterios se han de acercar en una posición de equilibrio no siempre fácil de establecer.

1.2 Impacto del nitrógeno en el medio ambiente

Las formas en que el nitrógeno provoca su impacto en el medio ambiente se recogen en la tabla núm. 1 a partir del trabajo de Isermann (1991).

Tabla núm. 1. Impacto en el medio ambiente del nitrógeno (Fuente: Isermann, 1991)

Impacto	Forma del nitrógeno
Cambio climático (Efecto invernadero)	N_2O
Contaminación ambiental (lluvia ácida)	NO_x ($NO + NO_2$) HNO_3 NO_3^- $NH_4 = NH_3 + NH_4^+$ NH_4NO_3 NH_4HNO_3 $(NH_4)_2SO_4$
Eutrofización (ecosistemas terrestres y acuáticos)	Todas las formas de nitrógeno descritas, principalmente NH_4 ($NH_3 + NH_4^+$) y NO_3

El papel contaminante de los nitratos se ha descrito en numerosas obras científicas (Isermann, 1990, 1991; Addiscot et al., 1991) y de divulgación (Fritsch et al., 1984, University of California, 1980). Los problemas que aparecen por un exceso de fertilización nitrogenada en la agricultura son (Breitenbeck y Boquet, 1992):

- * Acumulación excesiva de nitratos en el suelo, que comporta daños según el cultivo.
- * Contaminación con nitratos de las aguas freáticas superficiales subterráneas.
- * Favorece el cambio climático por las emisiones de óxido nitroso (N_2O) desde los suelos. Este gas destruye el ozono y favorece el calentamiento de la atmósfera.
- * Elevado consumo de recursos no renovables para producir industrialmente fertilizantes nitrogenados.

Introducción

Los nitratos en el agua por si mismos no son tóxicos. El problema es su conversión a **nitritos** (Addiscott et al., 1991). Los principales problemas asociados a la ingestión de nitratos y/o nitritos son la metahemoglobinemia y el cáncer de esófago y de estómago.

La metahemoglobinemia (presencia de metahemoglobina libre en la sangre) se produce por agentes oxidantes como los nitratos del agua que oxidan la hemoglobina ferrosa (Fe^{2+}) a férrica (Fe^{3+}), formándose metahemoglobina. Un ejemplo de agente oxidante es el nitrito sódico (conservante de la carne). Con niveles altos de metahemoglobina en la sangre se produce cianosis (Lovejoy y Linden, 1991).

El cáncer de estómago (adenocarcinoma gástrico en un 90% de los casos) se desarrolla muy probablemente por factores dietéticos y muy posiblemente por la ingestión a largo plazo de elevadas concentraciones de nitratos (Mayer, 1991). El cáncer de esófago también se ha relacionado con la ingestión de nitritos (Mayer, 1991).

Sin embargo hay que indicar que muchas veces la relación no está clara entre el factor ambiental y la génesis del cáncer. Es cierto que los nitritos se han investigado como una sustancia con posible efecto cancerígeno, y aunque los estudios epidemiológicos pueden establecer una relación causal, también es cierto que no se han aclarado con exactitud los factores dietéticos específicos (Li, 1989).

Introducción

Los nitratos también son los responsables de la eutrofización de los ecosistemas marinos y del agua dulce. Favorecen el crecimiento de plantas y algas no deseables, especialmente en ríos y lagos.

La Unión Europea impone como un contenido límite de nitratos en el agua potable los **50 mgL⁻¹ (11.3 mgN-NO₃⁻L⁻¹)** (Council of the European Communities (1980) citado por Addiscott et al., 1991). La OMS (Organización Mundial para la Salud) establece dos límites, recomendando no pasar de 50 mgL⁻¹ y un máximo de 100 mgL⁻¹ (22.6 mgN-NO₃⁻L⁻¹) según Addiscott et al., 1991.

El Servicio de Sanidad Pública de los EE.UU. (USPHS) establecía como límite para el consumo humano los 45 ppm de NO₃⁻ (10 ppm de N-NO₃⁻) en el agua de beber (University of California, 1980)

El límite establecido para los nitritos es de **0.1 mgN-NO₂⁻L⁻¹** (Council of the European Communities (1980) citado por Addiscott et al., 1991). El límite superior según la legislación francesa para el agua de consumo humano es de 10 mg N-NO₃⁻ L⁻¹, y de 0.03 mg N-NO₂⁻ L⁻¹ (citado por Moutonnet y Fardeau, 1997)

Junto a los nitratos hay que destacar el papel contaminante del amonio. La presencia de amonio en el agua produce mal gusto y olores a concentraciones tan bajas como 0.1mg L⁻¹ (Boucher, 1985 citado por Gangbazo et al. 1995). Cuando se utiliza el cloro como desinfectante de las aguas, el amonio reacciona con el cloro produciendo cloraminas que hacen disminuir su efecto desinfectante (Gangbazo et al., 1995).

Introducción

En la tabla núm. 2 se indican las directrices de la FAO de interpretación de la calidad del agua para el riego en función del contenido de nitratos. El nivel máximo de nitratos y de nitritos recomendable en el agua para beber del ganado se muestra en la tabla núm. 3. La FAO también propone una clasificación de la agresividad del amonio disuelto en el agua en el hormigón (Tabla núm. 4).

Tabla núm. 2. Directrices de la FAO de interpretación de la calidad del agua para el riego en función del contenido de nitrógeno (Ayers y Westcot, 1985).

NO_3^- (mg L^{-1})	N-NO_3^- (mg L^{-1})	Grado de restricción
<20	<5	Ninguno
20-130	5-30	Ligero a moderado
>130	>30	Alto

Tabla núm. 3. Niveles máximos de sustancias tóxicas en el agua de beber para el ganado (National Academy of Sciences, 1972, citado por Ayers y Westcot, 1985)

Constituyente	Límite superior (mgL^{-1})
Nitrato + Nitrito ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$)	100.0
Nitrito (N-NO_2^-)	10.0

Tabla núm. 4. Evaluación de la agresividad del agua en el hormigón en función del contenido de amonio. (Datos de Bizcok, 1972, según Ayers y Westcot, 1985)

Amonio (NH_4^+) (mgL^{-1})	(N-NH_4^+) (mgL^{-1})	Intensidad del ataque
<15	<12	Ninguno
15-30	12-23	Ligero
30-60	23-46	Fuerte
>60	>46	Muy fuerte

Introducción

Los nitritos se han utilizado tradicionalmente (desde la edad media) en la preservación de los alimentos, especialmente de los productos cárnicos por su acción antimicrobiana, y el efecto sobre la coloración y el gusto y el sabor. El nitrato sódico (E-250 E-252), y el nitrato potásico (E-249 E-251) son preservativos permitidos y regulados por la legislación. Los nitritos inhiben el crecimiento de la bacteria *Clostridium botulinum* (botulismo). Parece que la ingestión de estos productos en una dieta más o menos equilibrada no es peligrosa. El problema se produce cuando se añade al conjunto de la dieta, los nitratos del agua de beber con la de los vegetales que consumimos con las ensaladas y las verduras (Fox y Cameron, 1989).

La presencia de los nitratos afecta sobretodo a los países que consumen gran parte del agua de pozos como es el caso de muchos países europeos. En un futuro se generalizará el establecimiento de límites en las concentraciones de nitrógeno en los vegetales (e.g. espinacas (*Spinacea oleracea* L.), lechugas (*Lactuca sativa* L.), acelgas (*Beta vulgaris* L. var. cicla L.) como parece que ya hacen algunos países de la Unión Europea (Addiscott et al., 1991), ya que las hojas de estos vegetales pueden contener más de un 2% sobre materia seca.

1.3 El maíz (*Zea mays* L.)

El presente trabajo se centra en el cultivo del maíz. La justificación se debe en primer lugar a que es el principal consumidor de nitrógeno en los sistemas de agricultura de regadío de nuestro entorno. Además es un cultivo estratégico muy importante en el contexto de la agricultura europea y ocupa una superficie importante de su territorio.

Según datos de la FAO (1991) la superficie dedicada al cultivo del maíz a nivel mundial es de 129 millones de hectáreas (Mha) (es el tercer cultivo en importancia después del trigo y el arroz), con un rendimiento medio de 3.682 kg ha⁻¹ y una producción de 475 millones de toneladas. En la Unión Europea se cultivan casi 4 millones de hectáreas.

La producción de grano de maíz en el estado español fue de 2,62 millones de toneladas anuales en 341.505 ha de superficie en el período 1990-1993, que representa un 10% aproximadamente de la producción dentro de la Unión Europea (Francia que cultiva 1.8 millones de hectáreas con una producción de 15 millones de toneladas, es el principal productor). España produce únicamente la mitad del maíz que consume, proviniendo el resto de los Estados Unidos de América y de la Unión Europea (agpme, 1995).

La producción, consumo y comercio de maíz en la unión europea se regula en una OCM (Organización Común de Mercados). La OCM del sector de los cereales se establece en el Reglamento núm. 1766/92 de reforma de la PAC (Villar y Carbonell, 1996). Cada año se fija un precio de intervención.

Introducción

El maíz es una gramínea que se utiliza principalmente para la producción de grano para alimentación animal. En la zona se denomina '*panís*'. Otras denominaciones en Catalán son '*blat de moro*', '*moresc*', '*dacsa*' y '*blat de les Indies*'.

Desde el punto de vista de la producción comercial de piensos para nutrición animal se considera más importante su contribución por el contenido en almidón que por la proteína que contiene ya que para aumentar el contenido en proteína de los piensos se utilizan otros cultivos como la soja (*Glycine max* (L.) Merr).

Actualmente se dispone de nuevas variedades mejoradas y más productivas, muy adaptadas a las condiciones de desarrollo de la zona regable de los Canales de Urgell (Valle del Ebro). Es un cultivo que conlleva unos beneficios económicos superiores (está afirmación es relativa y puede verse afectada por el precio real de los productos en cada campaña) al trigo y a la alfalfa en zonas de regadío.

El sistema de clasificación de la FAO se utiliza de forma generalizada para describir el ciclo de desarrollo del maíz, siendo en la zona regable por los Canales de Urgell los ciclos denominados 700 (semitardío) y 800 (tardío) los más utilizados. Sánchez et al., 1991 presentan un estudio de la integral térmica acumulada por el maíz en Catalunya, que permite por ejemplo seleccionar los híbridos per su precocidad. Las características nutritivas del grano de maíz se indican en la tabla núm. 5.

El maíz es un cultivo que se caracteriza por unos requerimientos altos de nitrógeno y con una eficiencia en el uso de nitrógeno baja dentro del intervalo del 30 al 70% (Sims et al., 1995).

Tabla núm. 5. Análisis aproximado de la riqueza nutritiva del grano de maíz con un contenido de agua del 13.5% (Fuente: Forbes & Watson, 1990)

Calidad	Contenido
Materia seca (MS) g kg ⁻¹ de peso fresco	865
Proteína bruta g kg ⁻¹ de MS	105
Extracto con éter g kg ⁻¹ de MS	46
Fibra bruta g kg ⁻¹ de MS	21
Extracto libre de nitrógeno g kg ⁻¹ de MS	814
Ceniza g kg ⁻¹ de MS	14
Energía bruta (MJkg ⁻¹ de MS)	19.4
Energía metabolizable (MJ kg ⁻¹ de MS)	14.2

En cuanto al consumo de agua, el maíz puede llegar a evapotranspirar, en el período de máximas necesidades y en determinadas condiciones ambientales, entre 9 y 10 mmd⁻¹ (90-100 m³ha⁻¹ y día). Ensayos de campo en el Valle del Ebro indican valores del orden de 600-800 mm de ETc. Las dotaciones de agua de riego pueden llegar a superar los 10.000m³ha⁻¹ (1000 mm) en la zona. J.M. Faci (SIA de Zaragoza) estima unes necesidades hídricas netas del maíz entre 530 y 890 mm según la probabilidad de lluvia para la loma de quinto de Ebro (Zaragoza). A nivel mundial se han estimado valores de ET tan altos como 964 mm en Tejas, EE.UU. (Eck, 1986).

La eficiencia en el uso del agua (WUE) se estima entre 8 y 30 kg (grano) ha⁻¹ mm⁻¹ de ET (Stöckle y Villar, 1993). Este valor varía en función de las condiciones meteorológicas durante el ciclo de cultivo. Los años húmedos con un menor déficit de presión de vapor en la atmósfera la

Introducción

WUE es más alta. Esta disparidad en los resultados es debida a la amplia variedad de cultivares, suelos y climas.

Los momentos más críticos por falta de agua, son el de la polinización (periodo más crítico) y el de llenado del grano. Frente a un sistema de suministro de agua por turnos, la capacidad de retención de agua disponible (CRAD) de los suelos juega un papel fundamental. El mapa de suelos de Bellvís da información detallada sobre esta propiedad de los suelos de la zona (Herrero et al., 1993).

1.4 La zona regable de los Canales del Urgell

La superficie regada por los canales de Urgell de unas 75.000 ha, se sitúa al noreste de la depresión del Ebro, en la Depresión Central Catalana. El sistema de distribución de agua en la zona está constituido por dos canales, el canal principal, en servicio desde 1862 y el canal auxiliar, en servicio desde 1932 que completa la dotación del canal principal. La Comunidad General de Regantes de los Canales de Urgell está organizada en 21 colectividades. La sede de la Junta de Gobierno es la ciudad de Mollerussa.

En la zona regable de los Canales de Urgell, el maíz se cultiva en monocultivo (cultivo de forma continuada) y en rotación con otros cultivos, principalmente trigo (*Triticum aestivum* L.) y alfalfa (*Medicago sativa* L.). Uno de los inconvenientes desde el punto de vista agronómico que tiene la práctica del monocultivo es que a la larga perjudica las condiciones físicas de los suelos (MacRae y Mehuys, 1985).

El riego es por superficie. El tipo de riego es por inundación y puede tener salida libre o no. En general predomina sin salida libre. El riego es por turnos. El número de riegos es muy variable según los años. En el momento actual no se aplican criterios de programación de riegos y el agua en la zona tiene un coste muy bajo para el agricultor. Las dosis de riego por superficie varían entre 80 y 120 mm como término medio. Los bancales de riego son rectangulares y sus dimensiones varían entre los 15-20 m de ancho y los 75-350 m de longitud.

La calidad del agua de riego en la zona regable del Canal de Urgell tiene una incidencia clave en el presente estudio.

El contenido en sales y en concreto la presencia de nitratos presenta una variabilidad enorme. La presencia de nitratos en las aguas de riego nos obliga a pensar en una reducción de las necesidades de fertilizantes nitrogenados. Hay sectores que riegan exclusivamente con agua procedente del Canal y las acequias principales, mientras que existen sectores que utilizan el 100% del agua que proviene de pozos (Arqué S., 1997. Comunicación personal). De hecho, la calidad del agua de riego en la zona puede agruparse en tres categorías (Ferrer et al., 1997):

Agua de canales: Agua que proviene del río Segre captada directamente del embalse de Oliana (en el caso del Canal principal) y del embalse de Sant Llorenç de Montgai (en el caso del Canal Auxiliar), exenta de sales (Conductividad eléctrica menor de 0.6 dS m^{-1}) y con un bajo contenido en nitratos.

Agua de azarbes: El agua que proviene de los azarbes es la que presenta más variabilidad en cuanto al nivel de nitratos se refiere, básicamente debido al origen diverso de sus aguas. En muchos casos es el resultado de la mezcla de distintos tipos. Se pueden diferenciar cinco tipos de orígenes distintos:

1. Agua de canales: Los azarbes recogen aguas del Canal de excelente calidad desde el punto de vista químico durante el periodo de riego (de mediados de Marzo a principios de Septiembre). (Incluye filtraciones)
2. Aguas de escorrentía superficial que provienen de los sobrantes del riego a nivel de parcela durante el periodo de riegos (de mediados de Marzo a principios de Septiembre).
3. Aguas de drenaje que percolan a través del suelo y que pueden arrastrar los nitratos y las sales presentes en el suelo. Se producen durante el periodo de riego y durante el periodo sin riego de Septiembre a principios de Marzo cuando hay lluvias abundantes.

4. Vertidos controlados e incontrolados de purines y aguas fecales de núcleos urbanos. Se producen durante todo el año.

5 Aguas que provienen de pozos como soporte del riego durante los meses de Julio y Agosto principalmente.

Agua de pozos: Agua que proviene del acuífero del Pla d'Urgell. Esta agua se utiliza como riego de soporte durante los meses de máxima demanda de agua en la zona (Julio y Agosto), ya sea regando directamente los cultivos o bien mezclándola con agua de los canales. La gestión de los pozos es a cargo de las colectividades de regantes o de particulares. Las profundidades de los pozos oscilan entre 1 y 10 m, con la mayoría situados entre 1 y 3 m. El nivel de nitratos que presentan es muy variable y depende mucho de la localización del pozo, y en concreto de la proximidad a canales o azarbes, vertederos de aguas fecales, profundidad del freático y tipo de suelo.

Así pues, existe una gran variabilidad en el contenido de nitratos de estas aguas, según sea el tipo de mezcla resultante, que depende así mismo de la localización (cerca de una granja o núcleo urbano, posición en la red de drenaje) y según la época del año.

La contribución del nitrógeno aportado por el agua de riego en la nutrición de los principales cultivos de la zona del Canal de Urgell (Alfalfa, Maíz, Trigo, Peral y Manzano), ha sido estimada por Ferrer et al. (1997). Las **extracciones de nitrógeno** se indican en las tablas núm. 6 y 7. Por extracción media equivalente se considera que al calcular las extracciones por la cantidad de grano producido se están teniendo en cuenta la parte de nitrógeno que se ha extraído por la hojas, el tallo y las ramas en el caso de frutales. En el

caso de considerar únicamente los contenidos en fruto o grano nos referiremos a **exportaciones**.

El trabajo de Ferrer et al. (1997) concluye que en el caso del riego con aguas de azarbe, en término medio, el agua de riego aporta cantidades de N que oscilan entre un 11 y un 85% de las extracciones de los principales cultivos de la zona. Además señala que hay que tener precauciones a la hora de relacionar el N aportado por el agua de riego con las necesidades de fertilizantes N, debido a que estas aportaciones no coinciden con el ritmo de extracción de N de los principales cultivos.

Tabla núm. 6. Extracciones medias equivalentes de nitrógeno de los principales cultivos de la zona

Cultivo	N total	Unidades
Trigo	23	(kg t ⁻¹ grano)
Maíz	22	(kg t ⁻¹ grano)
Alfalfa	28	(kg t ⁻¹ alfalfa 14%hdad)
Peral	1.85-4.5	(kg t ⁻¹ fruto)
Manzano	1.5-3.5	(kg t ⁻¹ fruto)

Tabla núm. 7. Extracciones de N (kg ha^{-1}) para los principales cultivos de la zona y tres objetivos de cosecha.

Cultivo	Tipo	Objetivo Cosecha (kg ha^{-1})	Extracciones N cultivo (kg ha^{-1})
TRIGO	ALTO	8.000	190
	MEDIO	6.000	140
	BAJO	3.000	70
MAÍZ	ALTO	15.000	330
	MEDIO	12.000	270
	BAJO	9.000	200
ALFALFA	ALTO	18.000	500
	MEDIO	15.000	420
	BAJO	12.000	340
PERAL*	ALTO	60.000	110
	MEDIO	40.000	100
	BAJO	20.000	90
MANZANO	ALTO	60.000	90
	* MEDIO	40.000	80
	BAJO	20.000	70

* Para el cálculo de las extracciones en frutales se ha considerado una extracción de N en las hojas correspondiente a una producción de unos 4000 kg hojas secas ha^{-1} , con un contenido medio de N de 1.5 - 2%.

1.5 El nitrógeno en el suelo

El 98% del nitrógeno se encuentra en la litosfera y el 2% restante en la atmósfera. En la litosfera se encuentra formando parte de las rocas ígneas y sedimentarias, del carbón, del fondo marino y de los suelos. La cantidad de nitrógeno de los suelos representa una 5.000 parte del que se encuentra en la atmósfera y por tanto una 250.000 parte del total.

El nitrógeno atmosférico (N_2) (La atmósfera contiene un 78% N, que equivale a $3.86 \cdot 10^9$ millones de toneladas) puede ser fijado al suelo mediante la participación de bacterias simbióticas y libres, y por los rayos y la lluvia. Se han medido del orden de 10 kg N ha^{-1} y año provenientes de la lluvia. Addiscott et al., (1991) dan valores de hasta $40\text{-}50 \text{ kg N ha}^{-1}$ para las condiciones del Reino Unido, y considerando además de la lluvia, la absorción por parte de los suelos y de las plantas de nitrógeno atmosférico residual en el polvo (partículas de tierra seca), los aerosoles y los gases. Polo et al. (1997) estiman que la cantidad anual de nitrógeno aportada por la lluvia en la zona de Córdoba es de 15 kg N ha^{-1} . Asimismo indican que la forma predominante en que se presenta el nitrógeno es la amoniacal. Por estaciones es en el periodo de otoño-invierno donde se deposita un mayor porcentaje de nitrógeno.

El nitrógeno atmosférico es inerte y la parte fijada por las bacterias es a nivel práctico despreciable. Las cantidades de nitrógeno fijado por estas bacterias, no son suficientes para suministrar el nitrógeno que necesitan las explotaciones intensivas. En una escala global se considera que el balance anual de nitrógeno fijado desde la atmósfera y el que se libera a la atmósfera desde el suelo está equilibrado.

Por otra parte destaca el importante papel del nitrógeno atmosférico fijado por especies leguminosas como la alfalfa, mediante la participación de bacterias que crecen en forma de

nódulos en las raíces de la planta. En este sentido, la alfalfa parece ser un cultivo adecuado en la rotación con el maíz.

El nitrógeno que contiene la materia orgánica del suelo (un 90 % del total) no está disponible para las plantas. Aproximadamente la cantidad de N que pasa a estar disponible para las plantas anualmente varia entre un 1 y un 2 %. Esta transformación tiene dos fases que se denominan **mineralización y nitrificación**.

Otra parte importante del nitrógeno está **fijado** en las arcillas como ion amonio. La parte del nitrógeno total que está disponible para las plantas y los microorganismos como **nitrito** o como **ion amonio intercambiable** representa aproximadamente el uno por ciento.

Los suelos de la zona regable por los Canales del Urgell tienen un contenido de materia orgánica en el horizonte superficial (30 cm) que varía principalmente entre un 1 y un 3% (Herrero et al., 1993). Esto quiere decir que las disponibilidades anuales de nitrógeno que proviene exclusivamente de la mineralización y la nitrificación de la materia orgánica se podrían encontrar entre los siguientes intervalos: 25-125 kg N ha⁻¹año⁻¹. Esta estimación se ha hecho considerando una densidad aparente de 1.4 t ha⁻¹ y una relación C/N de 11.

La actividad microbiana del suelo tiene un papel fundamental en las transformaciones del nitrógeno en el suelo.

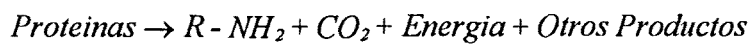
Principales reacciones del nitrógeno en el suelo:

Mineralización

La mineralización consiste en dos reacciones : la amonización y la amonificación.

Amonización

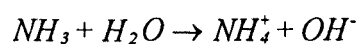
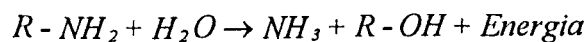
Las proteínas se descomponen en aminoácidos, mediante microorganismos heterotróficos, principalmente bacterias.



(Según Tisdale et al., 1985)

Amonificación

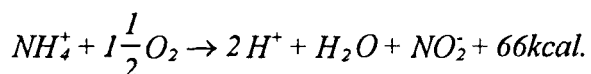
Los componentes amónicos se convierten en amoníaco (NH_3) y amonio (NH_4^+).



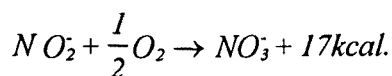
(Según Tisdale et al., 1985)

Nitrificación

La nitrificación (oxidación microbiana) también tiene dos fases. En una primera fase el amonio (NH_4^+) pasa a nitrito mediante la participación de las bacterias autotróficas *Nitrosomonas* (principalmente) y *Nitrosococcus*, de acuerdo con la ecuación:



En una segunda fase las bacterias *Nitrobacter* oxidan los nitritos a nitratos de acuerdo con la ecuación:



Las *Nitrosomonas* y las *Nitrobacter* se denominan conjuntamente Nitrobacterias. Los iones H^+ producidos tienen muy poca influencia en los suelos calcáreos de la zona regable de los Canales del Urgell.

Los nitritos pueden descomponerse en nitrógeno y otros óxidos de nitrógeno que se liberan a la atmósfera. El NO_2^- puede ser fijado por la materia orgánica del suelo (Tisdale et al., 1985).

A partir de los 20°C de temperatura del suelo estas reacciones se ven favorecidas. Se considera que la temperatura óptima de nitrificación se encuentra entre 24 y 32°C. La nitrificación cesa por debajo los 3°C y por encima de los 50°C. Los pH de la zona regable por los Canales del Urgell, por encima de 7.5, también favorecen el proceso. Para tener una idea de la duración de estos procesos en el suelo, se puede afirmar que la nitrificación en el periodo de verano dura menos de dos semanas.

En general se considera que la reacción más rápida de las descritas es la oxidación de NO_2^- a NO_3^- , después la oxidación de NH_4^+ a NO_2^- y finalmente la formación de NH_4^+ a partir de los aminoácidos y las aminas. Por este motivo, las formas predominantes del nitrógeno inorgánico en el suelo son los nitratos, siempre que el suelo esté bien aireado (Tisdale et al., 1985). No obstante, esto no es bien cierto en suelos calcáreos, donde la formación de nitritos es más rápida que la formación de nitratos (Larsen, 1971, citado por Hagin & Tucker, 1982). Por éste hecho se puede considerar una cierta acumulación de nitritos en los suelos de la zona regable de los Canales de Urgell. Hay que tener en cuenta que los nitritos son tóxicos para las plantas.

Recientemente se han desarrollado sustancias químicas que ejercen un control sobre la nitrificación, inhibiéndola. Su uso se aconseja preferentemente a suelos donde el proceso de lavado o lixiviación se da con mayor facilidad, per ejemplo en suelos de textura gruesa (suelos arenosos y poco profundos). También se utilizan en explotaciones de pastos donde el crecimiento de las plantas es más constante a lo largo del ciclo de cultivo. En cultivos de crecimiento rápido donde el consumo más importante de nitrógeno se realiza en 2 o 3 meses, como es el caso del maíz, su utilización habría de experimentarse en condiciones de campo. El desarrollo de nuevos fertilizantes de liberación lenta puede abrir nuevas posibilidades en las práctica de la fertilización en áreas de agricultura intensiva (A. Pueyo, BASF Española, 1997, comunicación personal). Tendrá gran interés la investigación de la aplicación de estos productos desde el punto de vista tanto económico como de la protección del medio ambiente.

Pérdidas de nitrógeno del sistema

Desnitrificación

Se refiere al proceso de transformación de los nitratos del suelo a formas gaseosas que son fácilmente liberadas a la atmósfera. En términos químicos se trata de una reducción (eliminación de oxígeno de las moléculas). Las transformaciones bioquímicas más probables son las que se indican:



La reducción es microbiana. Las bacterias utilizan el oxígeno del nitrato cuando en el suelo hay condiciones de falta de oxígeno, ya que estas bacterias son aerobias. Las bacterias necesitan una fuente adicional de carbono para su crecimiento. Estas bacterias se han encontrado en prácticamente todos los suelos, y por este motivo la potencialidad de la desnitrificación está siempre presente. El ritmo de desnitrificación es muy rápido. La reducción de todo el nitrato puede durar entre 1 y 4 días. El proceso de desnitrificación puede ser importante dentro de los bulbos húmedos de los riegos localizados, aunque no se trata de un sistema utilizado a nivel práctico para el maíz.

La desnitrificación puede suponer una pérdida importante de nitrógeno en los sistemas agrícolas, y su prevención es muy difícil (Foth y Ellis, 1988). A pesar de ello se indican las condiciones del suelo que favorecen la desnitrificación:

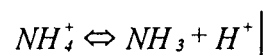
- * Falta de oxígeno.
- * Exceso de agua en el suelo.
- * Compactación excesiva.
- * Suelos mal drenados.
- * Encharcamiento.
- * Condiciones aeróbicas previas per a la disponibilidad de nitratos al suelo.
- * Temperatura del suelo alta (25°C).

Para evitarla se puede:

- * Localizar el fertilizante nitrogenado a una profundidad adecuada.
- * Utilizar inhibidores de la nitrificación, si el tipo de suelo y cultivo lo permiten.

Volatilización

Siempre que los fertilizantes nitrogenados se aplican en superficie hay pérdidas por volatilización, especialmente en suelos calcáreos. Las pérdidas de amoníaco de una sal amoniacal aplicada a la superficie del suelo se producen por la reacción:



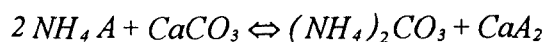
El riesgo de pérdidas de amoníaco, en suelos de pH alto y elevada capacidad amortiguadora, es muy grande. En el caso de aplicaciones superficiales hay pérdidas condicionadas por la forma de

presentación de la sal amoniacal, así las soluciones amoniacales y las formas cristalinas son más desfavorables que las formas granuladas.

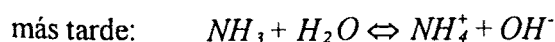
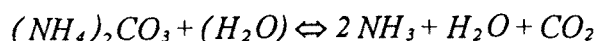
La mayor parte de pérdidas son por una localización inadecuada. Por ejemplo por la aplicación en superficie de la urea en suelos calcáreos como los de la zona.

Mecanismos que afecten a las pérdidas de amoníaco cuando las sales amoniacales se aplican en la superficie de un suelo calcáreo

Según los trabajos de Fenn et al., (citado en Hagin & Tucker, 1982) las reacciones que se dan en el suelo son las siguientes:



Donde A representa el anión que acompaña a la sal amoniacal. El carbonato amónico $[(NH_4)_2CO_3]$ es inestable y se descompone de acuerdo con la reacción:



De acuerdo con la primera ecuación, el anión que acompaña al ion amonio formará en este suelo calcáreo una sal de calcio (CaA_2). Si el compuesto que se forma es insoluble, la reacción se desplazará hacia la derecha produciendo más carbonato amónico y en consecuencia más

Introducción

NH_4OH . Si el compuesto CaA_2 es soluble, se generará menos NH_4OH . Cuando el carbonato amónico se descompone en solución, el CO_2 se pierde mucho más rápido que el amoníaco produciéndose iones OH^- que favorecen las pérdidas de amoníaco.

En adición a las propiedades de los fertilizantes, las propiedades del suelo en las que se aplica el fertilizante influirán en las pérdidas de amoníaco. El equilibrio $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$ depende del pH, de forma que con pH altos no se favorece la formación de NH_4^+ .

En definitiva se puede decir que las sales que forman precipitados de baja solubilidad con el calcio tienen más pérdidas por volatilización.

Reacciones de dos fertilizantes como son el sulfato amónico y el fosfato diamónico:

Sulfato amónico

$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 + \text{CaCO}_3 \Leftrightarrow (\text{NH}_4)_2\text{CO}_3 + \text{CaSO}_4$, donde el CaSO_4 tiene una baja solubilidad.

Fosfato diamónico

$(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4 + \text{CaCO}_3 \Leftrightarrow (\text{NH}_4)_2\text{CO}_3 + \text{CaHPO}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$, donde el fosfato dicálcico dihidratado también tiene una baja solubilidad.

En experimentación de campo en la que se han medido las pérdidas de amoníaco a partir de la aplicación superficial de diferentes fertilizantes amonioacales, se obtuvieron los resultados que se indican en la tabla núm. 8.

Tabla núm. 8. Resultados experimentales de pérdidas por volatilización según la sal amoniacal utilizada (Hagin & Tucker, 1982 a partir de datos de Hargrove et al., 1977)

Fertilizante	Pérdidas en porcentaje
Fosfato diamónico	30 %
Sulfato amónico	30 %
Soluciones amoniacales	50 %
Nitrato amónico	10 %
Cloruro amónico	10 %

Estas pérdidas en suelos calcáreos están relacionadas con la presencia de carbonato cálcico. En la zona regable de los Canales de Urgell los suelos tienen entre un 12 y más de un 40% de carbonato cálcico equivalente. (Mapa de suelos de Catalunya, 1:25.000 hoja de Bellvís de Herrero et al., 1993). A partir de un 10% de carbonato cálcico equivalente, parece ser que prácticamente no existen diferencias. Por este motivo se puede asegurar que las pérdidas por volatilización están aseguradas si el fertilizante se aplica en la superficie y no se entierra.

Para tener una idea de lo que representan las pérdidas amoniacales a partir de la fertilización mineral nitrogenada, las emisiones de N-NH₃ en la antigua República Federal Alemana en el año 87/88 se estimaron en 54.450 toneladas, lo que representa una media de 4.5 kg por hectárea. Para las condiciones de Alemania, los fertilizantes nitrogenados con menos pérdidas por volatilización son los fertilizantes multinutriente (< 5%) y el nitrato amónico cálcico (2%). El sulfato amónico con un 15% de pérdidas, se considera el fertilizante con las pérdidas por volatilización más importantes (Isermann, 1990).

A nivel mundial, las pérdidas de nitrógeno ($N-NH_3$) desde los fertilizantes minerales se estiman entre 1.2 y 2.4 millones de toneladas de N anuales. Las pérdidas más importantes se producen desde los residuos ganaderos, principalmente del bovino (entre 14.4 y 21.3 millones de toneladas). Las emisiones globales de $N-NH_3$ considerando todas las fuentes posibles (suelos sin fertilizar, fertilizantes nitrogenados minerales, residuos ganaderos, vehículos y el consumo de energía fósil) se estiman entre 22 y 35 millones de toneladas anuales (Datos de Böttger et al., (1978) citado por Isermann, 1990).

Como síntesis se puede indicar que las pérdidas de amoníaco en la fertilización mineral dependen de (Isermann, 1990):

- * Tipo de fertilizante y su presentación
- * Método de aplicación
- * Propiedades del suelo, principalmente el pH, el contenido en carbonato cálcico equivalente y la capacidad de intercambio catiónico.

Otros factores como el contenido de agua y la temperatura del suelo también influyen de una forma cuantitativa.

Inmovilización

Proceso de conversión del nitrógeno mineral en nitrógeno orgánico. Se puede considerar que es el proceso opuesto a la mineralización y se produce de manera simultánea. Es un proceso microbiológico favorecido por la adición de residuos de cultivo con un bajo contenido de

nitrógeno (relación carbono/nitrógeno [C/N] superior a 20), como el tallo y las hojas del maíz. Los carbohidratos de estos residuos favorecen el crecimiento de los microorganismos.

En el caso de suelos con un pH superior a 7, como los de la zona regable de los Canales de Urgell, los microorganismos que intervienen en este proceso son principalmente bacterias. El proceso es rápido y puede darse en pocos días. La relación C/N final es casi constante y próxima a 11. Las condiciones de los suelos de la zona son óptimas para una inmovilización del nitrógeno.

Lixiviación

Las sales nítricas son bastante solubles y pueden ser lavadas del perfil del suelo. La concentración de nitratos en el agua de drenaje nos da una idea de la cantidad de N que se pierde desde el suelo. El movimiento de los nitratos es por **flujo de masa**. Una manera de evitar pérdidas importantes de nitrógeno por percolación profunda es regar en función de las características del suelo y de la demanda evaporativa, utilizando la información que suministra la red de estaciones agrometeorológicas de la Generalitat de Catalunya (Programa PACREG Versión 3.0 DARP, 1997). Las pérdidas de nitrógeno por lavado producen un impacto medioambiental importante, y afectan a la calidad de las aguas superficiales y subterráneas. Los lixiviados de nitrógeno en forma de nitratos son significativamente importantes cuando las aportaciones en forma de fertilizaciones nitrogenadas exceden los requerimientos del cultivo.

1.6 Exceso de nitratos en el perfil de suelo

Los sistemas agrícolas contribuyen de forma importante al problema de la acumulación de nitratos en las aguas freáticas superficiales y subterráneas. El primer paso de todo el proceso de contaminación empieza en el suelo por la presencia en exceso de nitratos. El exceso de nitratos en el suelo se produce cuando los requerimientos de las plantas son inferiores a las disponibilidades de nitrógeno.

La cantidad de **nitrógeno disponible en el suelo** depende de:

- * La mineralización del nitrógeno orgánico
- * La aplicación de fertilizantes nitrogenados minerales
- * La aplicación de estiércoles, residuos de cosecha, purines (y otros compuestos orgánicos como los lodos residuales de depuradora o otros residuos de la industria agroalimentaria).
- * El cultivo precedente (e.g. alfalfa).
- * El contenido de nitratos disueltos en el agua de riego.

Por tanto el riesgo de contaminación aumenta con la presencia de nitratos en el suelo, ya que a las aportaciones naturales por mineralización de la materia orgánica hay que añadir las aportaciones, si se da el caso, que se han indicado. En general se desconoce la presencia de nitratos desde un punto de vista cuantitativo, aunque su presencia y por consiguiente el riesgo de contaminación es evidente. El problema se hace efectivo una vez se ha producido la lixiviación.

Factores que condicionan el perfil de nitratos en el suelo son

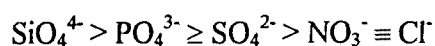
- El manejo del suelo. Las técnicas de cultivo así como el manejo de los residuos vegetales influyen en el contenido y la distribución de los nitratos en el suelo. Será conveniente utilizar técnicas de conservación de suelos y aguas que favorezcan la conservación del agua en el suelo y eviten el lavado de nitratos por debajo de la zona de actividad radicular.
- Las aplicaciones excesivas ocasionadas cuando los agricultores no tienen en consideración el nitrógeno que suministra un cultivo que fija N atmosférico como la alfalfa (*Medicago sativa L.*) (El-Hout y Blackmer, 1990).
- La aplicación agrícola de purines y otros residuos orgánicos sin ningún criterio agronómico.

Hay que destacar que un manejo de sistemas de cultivo óptimo tiene que evitar la presencia de nitratos en exceso fuera del ciclo de crecimiento de los cultivos y esto solo será posible si se conoce la problemática, se hace un seguimiento de los niveles de manera sistemática, y se practica una agricultura moderna (sostenible) es decir competitiva y respetuosa con el medio ambiente. El manejo de sistemas de cultivo más adecuado ha de estar definido por las condiciones de medio según la experiencia local y una experimentación de rigor y esto implica el conocimiento de las condiciones experimentales junto a una valoración lo más objetiva posible.

1.7 Movilidad de nitratos en el suelo y riesgo de contaminación

Cuando una sal nítrica se disuelve en la solución del suelo, se produce una disociación. Esto quiere decir que la sal se transforma en más de una sustancia. En nuestro caso nos interesará el nitrato. El nitrato (NO_3^-) tiene una carga negativa y esto condiciona su comportamiento en el suelo. El hecho de que los coloides del suelo presenten principalmente cargas negativas, hace que la **capacidad de intercambio aniónico (CIA)** de los suelos sea mucho más baja que la **capacidad de intercambio catiónico (CIC)** (Tan, 1993).

El orden de adsorción decreciente de los principales aniones es el que se indica a continuación:



Por este motivo, junto a la baja capacidad de intercambio catiónico de muchos suelos hay que tener en cuenta que la adsorción de los nitratos, teniendo en cuenta la escala presentada, es la más débil junto a los cloruros. Por este motivo es fácil encontrar los nitratos disueltos en el agua del suelo.

El nitrato se mueve con el agua y este movimiento depende del contenido volumétrico de agua en el suelo y de la conductividad hidráulica del suelo. Estos dos factores dependen básicamente de la textura del suelo. A partir del mapa de suelos de la zona se puede estimar el mayor o menor riesgo de lavado de nitratos. El grado de estructuración del suelo y más concretamente el tipo y tamaño de los agregados del suelo condicionan la facilidad con que el agua circula dentro del suelo pudiendo arrastrar más o menos cantidad de nitratos (Addiscott et al., 1991).

Los macroporos del suelo facilitan el transporte de agua y de los solutos. Son la vía preferencial del movimiento de los nitratos. Los macroporos se forman por ejemplo por el trabajo del suelo en profundidad o por la actividad de la fauna del suelo (e.g. la lombriz de tierra (*Lumbricus* sp.)). Cuando el agua se mueve a través de estos macroporos sin pasar por la matriz del suelo se dice que el agua y los solutos hacen un **by-pass**. La formación de grietas también favorece esta circulación de agua.

El lavado de nitratos del perfil del suelo por debajo del nivel de extracción de agua y nutrientes por parte de las plantas es mucho mayor en los sistemas agrícolas de regadío que en los de secano, especialmente en zonas áridas y semiáridas. En condiciones de secano en La Segarra (Depresión Central Catalana), con cultivo de cebada (*Hordeum vulgare* L.), la cantidad de nitrógeno en forma de nitratos que se mueve por debajo de la zona radicular únicamente supera los 10 kg ha⁻¹ en 6 de cada 30 años, con aplicaciones de 120 kg N ha⁻¹. Por simulación se ha estimado que con las condiciones de pluviometría de la zona no hay que esperar lixiviaciones superiores a los 25 kg N-NO₃ ha⁻¹ (Villar et al., 1993)

La infiltración (entrada de agua en el suelo) y la conductividad hidráulica dependen de las condiciones edáficas, y en cierta medida del manejo que tenga una parcela. Las texturas más gruesas tienen en general una mayor facilidad para transportar el agua y es en general donde cabe esperar una mayor lixiviación. Las zonas de texturas gruesas han sido descritas como las zonas más sensibles desde el punto de vista de la contaminación por nitratos de las aguas freáticas superficiales y subterráneas.

1.8 Seguimiento del contenido de nitratos en el suelo y momento más adecuado

Introducción

Si somos capaces de determinar con fiabilidad el contenido de nitratos en el suelo, tendremos una estimación de su dinámica. La variación del contenido de nitratos en el suelo puede ser debida a la lixiviación, a la extracción por parte del cultivo y a las transformaciones microbianas en el mismo suelo.

La finalidad sería la determinación de los perfiles de nitratos en el suelo, su distribución y acumulación en diferentes tipos de suelos y según dosis aplicadas en diferentes momentos del año. El riesgo de contaminación es más alto cuando no hay implantado ningún cultivo y por ésta razón se hace necesario establecer una metodología adecuada. En el caso del maíz y considerando su ciclo en la zona, parece que los momentos más adecuados son de una banda en primavera antes de la siembra y de la fertilización y de otra banda al final del ciclo en otoño, en cualquier momento a partir de la madurez fisiológica que es cuando el maíz ya no absorbe más nitrógeno. El segundo muestreo tendría por finalidad conocer si la absorción del cultivo ha sido la esperada o si por el contrario las aplicaciones han sido excesivas y de esta manera tener una orientación para el próximo cultivo. Los niveles de nitratos presentes en el suelo en otoño no se pueden utilizar en la programación del uso de fertilizantes nitrogenados para el año siguiente, ya que debido a la facilidad con que se lavan los nitratos en invierno la previsión de nitratos en primavera sería muy poco fiable. Su determinación sería un indicador del riesgo potencial de contaminación.

Si lo que queremos conocer es el riesgo de contaminación, el momento más adecuado es desde el momento en que finaliza la translocación del N al grano, es decir a partir del estado de madurez fisiológica.

Introducción

Si por el contrario lo que queremos es conocer las necesidades de nitrógeno para una producción óptima y evitar una aplicación excesiva, el momento más adecuado es antes de que el cultivo haya iniciado una demanda importante de nitrógeno. En el caso de una única aplicación de nitrógeno, el momento más adecuado es antes de la siembra y de la primera aplicación. En el caso de aplicaciones fraccionadas de nitrógeno, interesa conocer los niveles antes de cada aplicación (segunda o tercera según el caso).

1.9 El nitrógeno en la planta

Es interesante conocer la dinámica del nitrógeno a nivel de planta por sus implicaciones prácticas, ya que se pueden programar de manera más adecuada las aplicaciones de agua y de fertilizantes.

En la planta, el nitrógeno forma parte de la clorofila, de los aminoácidos y las proteínas y de otros compuestos. Además entre sus funciones destaca el mantenimiento del balance catiónico-aniónico y la osmoregulación. Los átomos de nitrógeno son después de los de hidrógeno y carbono los más abundantes en las plantas (Foth y Ellis, 1988). Los compuestos que contienen nitrógeno participan prácticamente en todos los ciclos bioquímicos de la vida (Addiscott et al., 1991). El nitrógeno es el elemento que en primer lugar se manifiesta deficiente para el normal desarrollo de los cultivos en las zonas áridas y semiáridas como es la zona regable de los Canales de Urgell, donde el contenido en materia orgánica del suelo es relativamente bajo.

La absorción de nitrógeno es continua a lo largo del ciclo de cultivo, siendo los momentos de máxima absorción durante los estadios 7 y 8 (Penacho y estilos de la mazorca (sedas) visibles). Sin embargo la proporción más importante de **nitrógeno** absorbido igual que la de **fósforo** se da entre el estado de sedas visibles y el de madurez fisiológica. Al contrario del **potasio** que es mayoritariamente absorbido antes del estado de sedas visibles.

En el momento de la maduración del grano, el nitrógeno es transferido desde las hojas al grano. La disponibilidad de nitrógeno en este periodo es importante, sobretodo por un criterio de calidad, ya que influye más en un aumento del contenido en proteína, que en un aumento del rendimiento en grano (Hagin & Tucker, 1982). El principal factor que afecta al contenido en

Introducción

proteína es la disponibilidad de nitrógeno (principalmente proveniente del fertilizante nitrogenado).

La principal forma de absorción de N por los cultivos es la de nitrato, ya que es la forma absorbible predominante en el suelo, y la que se mueve con más facilidad (Tisdale et al., 1985). Sin embargo, el amonio es una fuente significativa de nitrógeno para las plantas. La absorción de formas amoniacaes parece que tiene algunas ventajas (estimula la absorción de fósforo, produce acidificación a nivel del microambiente que envuelve a las raíces favoreciendo la absorción de nutrientes, e inhibe de enfermedades radiculares) (Tisdale et al., 1985).

El amonio se incorpora a formas orgánicas a nivel de la raíz. Los nitratos se mueven por el xilema y pueden ser almacenados en las vacuolas de las células de diferentes partes de las plantas. Los nitratos han de ser reducidos a amonio para ser fijados a las estructuras orgánicas. El 80% del total de cationes y aniones que absorben las plantas son en forma de nitrato y amonio (Marschner, 1995). De ahí la importancia en el balance catiónico-aniónico, en la regulación del pH celular y del pH a nivel de la rizosfera.

Principales síntomas de deficiencia de N en las plantas

* **Retraso en el crecimiento.** Las plantas acumulan menos biomasa en un tiempo determinado.

* **Clorosis.** Hojas de color amarillo. Principalmente en las hojas más viejas, ya que el nitrógeno es muy móvil. Cuando hay falta de N, éste se mueve desde las hojas más viejas a las más jóvenes dentro de la misma planta. En el caso de deficiencia en maíz, las hojas más viejas situadas en la parte más baja de la planta, muestran más pronto esta coloración amarillenta debido a la translocación del nitrógeno a las partes superiores de la planta. En maíz es característica la V invertida desde el extremo de la hoja hacia el nervio central. Senescencia de las hojas más viejas

El suministro adecuado de nitrógeno (con o sin la aplicación de fertilizante nitrogenado) favorece un crecimiento rápido de las plantas y una coloración de las hojas con un verde intenso o oscuro. Sin embargo la **fertilización excesiva con nitrógeno** produce los siguientes síntomas:

* **Desarrollo excesivo de la parte vegetativa.** Disminución del índice de cosecha y panoja menos desarrollada.

* En caso de falta de agua, los efectos de la sequía son más negativos.

El ritmo de absorción del nitrógeno según los estadios de desarrollo son los que se indican de forma aproximada en la tabla núm. 9.

Tabla núm. 9. Ritmo de absorción de nitrógeno en el maíz (Según Bartolini, 1990).

Fases del desarrollo	Absorción parcial	Absorción acumulada
Desde la nascencia hasta el estadio de 8 hojas.	2 %	2%
Desde el estadio de 8 hojas a la floración.	38%	40%
Floración (1 mes aprox.)	47%	87%
Formación de la Panoja	13%	100%

Las plantas emiten a la atmósfera cantidades importantes de compuestos nitrogenados, principalmente amoníaco (NH_3) y aminas volátiles, y en menor proporción formas oxidadas del nitrógeno (NO_x y N_2O). Es un mecanismo de destoxificación que se produce durante la degradación de las proteínas (en el periodo de senescencia).

Los factores que pueden influir son principalmente el N suministrado a las plantas, la temperatura y la transpiración (Isermann, 1990).

Como ya se ha indicado, estas pérdidas son más importantes al final del ciclo de cultivo (senescencia). En cultivo de trigo, las pérdidas se han estimado en 15 kg N- NH_3 para el periodo vegetativo (es decir antes de floración). En la antigua República Federal Alemana las emisiones se han estimado en unas 60.000 toneladas (superiores a las pérdidas por

Introducción

volatilización desde los fertilizantes nitrogenados). A nivel práctico, para evitar estas pérdidas desde las plantas, hay que evitar la fertilización excesiva (Isermann, 1990).

1.10 Objetivo general

El objetivo general es desarrollar estrategias de manejo del N que permitan obtener las producciones de maíz consideradas óptimas según el tipo de suelo y con un impacto ambiental mínimo (A partir de Neeteson J., 1995). Para conseguirlo de una forma efectiva se requiere la participación conjunta de los agricultores, los técnicos y los investigadores.

La producción de alimentos, la rentabilidad de las explotaciones, la preservación del medio ambiente, principalmente de la calidad de las aguas, han de encontrar las condiciones para que la agricultura sea sostenible en el tiempo. Weil (1990) define **agricultura sostenible** como la que a largo plazo favorece la calidad del medio ambiente y los recursos de los que depende la agricultura, proporciona los alimentos básicos y las fibras necesarias para la humanidad, es económicamente viable y mejora la calidad de vida de los agricultores y la sociedad como un conjunto.

El presente trabajo original de investigación se organiza en cuatro capítulos. El primer capítulo se dedica al **diagnóstico**. El principal problema en una investigación de esta naturaleza es disponer de información de base. Se ha considerado fundamental el seguimiento de parcelas comerciales para tener un primer conjunto de información sobre la presencia de nitratos en la zona regable por los canales de Urgell asociada al uso en general excesivo de fertilizantes nitrogenados. En éste capítulo se aportan aspectos metodológicos de gran interés. La información y experiencias previas en la zona son escasas por no decir nulas a pesar de su importancia económica.

En el segundo capítulo se estudia el análisis de nitratos y nitrógeno total del tejido vegetal en la base del tallo en relación a la producción y absorción de nitrógeno para las mismas condiciones experimentales del capítulo 1. El objetivo de este capítulo es establecer una herramienta de diagnóstico que permita predecir las situaciones de estrés por falta de nitrógeno en el maíz, predicción de producciones y concentración en nitrógeno o proteínas del cultivo.

En el tercer capítulo se presenta un ensayo con diferentes dosis de nitrógeno aplicado, utilizando un diseño en bloques al azar, para analizar la respuesta del maíz variedad 'Pioneer Juanita'. El objetivo es analizar la respuesta del cultivo a distintas cantidades de nitrógeno y a su fraccionamiento.

En el cuarto y último capítulo se estudia el estado actual de un sector de los suelos de la zona (7.905 ha) realizando una prospección sobre los contenidos de nitratos en el suelo antes de la fertilización nitrogenada con parcelas de trigo y maíz. Con un total de 902 parcelas analizadas, se da una perspectiva real de los niveles de nitratos en la zona, alcance de la problemática de la sobrefertilización y posteriormente se establecen unas pautas de recomendación de la fertilización nitrogenada.

Los objetivos particulares se definen en cada uno de los cuatro capítulos en los que se estructura la tesis.

El último apartado se dedica a las conclusiones generales.

1.11 Referencias.

Addiscott, T.M., Whitmore, A.P., Powelson, D.S. 1991. Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem. C.A.B. International. 170 pp.

Agpme. 1995. Asociación general de productores de maíz de España. Número 2. Enero de 1995.

Ayers, R.S., Westcot, D.W. 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and drainage Paper 29 Rev. 1. 174 pp.

Bartolini ,R. 1990. El maíz. Agroguías mundi-prensa. Ed. Mundi-Prensa. 277pp.

Breintenbeck, G.A., Boquet, D.J. 1992. Scientific basis for soil nitrate testing. A Well K.L., Thompson,W.R. (ed.) Current viewpoints on the use of soil nitrate tests in the south. ASA Miscellaneous Publication.

Eck, H.V. 1986. Effects of water deficits on yield, yield components and water use efficiency of irrigated corn. Agron. J. 78:1035-1040.

El-Hout ,N.M., Blackmer A.M. 1990. Nitrogen status of corn after alfalfa in 29 Iowa fields. Journal of Soil and Water Conservation. Vol. 45, N. 1, 115-117.

Introducción

Ferrer, F., Villar, J.M., Villar, P., Aran, M. 1997. Impacto del nitrógeno presente en el agua de riego en la zona regable del Canal de Urgell. XV Congreso Nacional de Riegos. Comunicaciones. DARP. Generalitat de Catalunya. 241-248.

Forbes, J.C., Watson, R.D. 1992. Plants in agriculture. Cambridge University Press. 355pp.

Foth, H.D., Ellis, B.G. 1988. Soil fertility. John Wiley & Sons. 212 pp.

Fox, B.A., Cameron, A.G. 1989. Food Science Nutrition and Health. Fifth edition. Edward Arnold.

Fritsch, P., de Saint Blanquat, G. 1984. La contaminación por los nitratos. Mundo científico n. 52. vol.5 1172-1181.

Gangbazo, G., Pesant, A.R., Barnett, J.P., Charuest, Cluis D. 1995. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. J. Environ. Qual. 24:420-425.

Hagin, J., Tucker, B. 1982. Fertilization of dryland and irrigated soils. Advances Series in Agricultural Sciences 12. Springer-Verlag. 188 pp.

Harris, B.L., Nipp, T.L., Waggoner, D.K., Weber, A. 1995. Agricultural water quality program policy considerations. J. Environ. Qual. 24:405-411.

Introducción

Herrero, C., Boixadera, J., Danés R., Villar, J.M. 1993. Mapa de sòls de Catalunya 1:25.000. Full núm.:360-1-2 (65-28) Bellví. 198 pp.

Isermann, K. 1990. Ammonia Emissions from Agriculture as a Component of its Nitrogen Balance and Some Proposals for Their Adequate Reduction. Symposium. Ammonia in the Environment-Cycles, Effects, Reduction. In Braunschweig. FRG. 76pp.

Isermann, K. 1991. Territorial, Continental and Global Aspects of C, N, P and S Emissions from Agricultural Ecosystems. NATO Advanced Research Workshop on Interaction of C, N, P and S Biochemical Cycles. Melreux. Belgium. 43 pp.

Li, F.P. 1989. Epidemiología y prevención del cancer. Scientific American. Editora Científica Médica Latinoamericana. Pharmarket.

Lovejoy, F.H., Linden, C.H. 1991. Intoxicación aguda y sobredosis medicamentosa. A Harrison. Principios de Medicina Interna. McGraw-Hill-Interamericana de España. 12 edición. Vol II. Problemas ambientales y profesionales.

MacRae, R.J., Mehuys, G.R. 1985. The effect of green manuring on the physical properties of temperate-area soils. Advances in Soil Science, vol. 3. Springer-Verlag.

Mayer, R.J. 1991. Neoplasias del esófago y del estómago. A Harrison. Principios de Medicina Interna. McGraw-Hill-Interamericana de España. 12 edición. Vol II. Enfermedades del aparato gastrointestinal.

Neeteson, J.J. 1995. Nitrogen management for intensively grown arable crops and field vegetables. In: Nitrogen fertilization on the Environment. De: PE Bacon.

Polo, M.J., Ordóñez, R., Giráldez, J.V., González, P. 1997. Aporte de nitrógeno efectuado por el agua de lluvia en el área de Córdoba. XV Congreso Nacional de Riegos. Lleida.

Sanchez, E., Casañas, F., Verdú, A.M., Bosch, Ll., Nuez, F. 1991. Integral tèrmica acumulada per al blat de moro a Catalunya. Quaderns Agraris 14:33-51.

Sims, J.T., Vasilas, B.L., Gartley, K.L., Milliken, B., Green, V. 1995. Evaluation of soil and plant nitrogen tests for maize on manured soils of the atlantic coastal plain. Agron. J. 87:213-222.

Stockle, C.O., Villar, J.M., 1993. Efficient use of water in irrigated agriculture and limitations to increasing water-use efficiency. 235-262. In Arid Land Irrigation and Ecological Management. Singh S.D. (Ed.) Scientific Publishers. Jodhpur. India. XIV+441 pages.

Tan K.H. 1993. Principles of soil chemistry. 2nd edition. Marcel Dekker Inc. 362 pp.

Tisdale, S.L., Nelson W.L., Beaton J.D. 1985. Soil Fertility and Fertilizers. 4th ed. Macmillan. New York.

University of California. 1980. Nitrate losses from irrigated cropland. Cooperative extension. Leaflet 21136.

Villar, P., Villar, J.M., Cantero-Martinez, C., Pérez, P., Ferrer, F., Stöckle, C. 1993. Avaluació del risc de contaminació per nitrats en secans semiàrids. 3r Congrés sobre Agricultura Ambiental a Catalunya. ICEA.

Villar, C., Carbonell J. 1996. La Política Agraria Comunitaria y el futuro de la Agricultura Europea. Ministerio de Agricultura Pesca y alimentación. Secretaria General Técnica.

Weil, R.R. 1990. Defining and using the concept of sustainable agriculture. J. Agric. Educ., 19, pp:126-130.

2. CAPÍTULO 1: UNA PROSPECCIÓN DEL CONTENIDO DE NITRATOS EN SUELOS Y AGUAS EN PARCELAS COMERCIALES DE MAÍZ EN SUELOS DE REGADÍO

2. CHAPTER 1: A SURVEY OF SOIL AND WATER NITRATE CONTENT OF COMMERCIAL CORNFIELDS ON IRRIGATED SOILS

2. A survey of soil and water nitrate content of commercial cornfields on irrigated soils

Abstract

Corn (*Zea mays* L.) production in the semiarid area of the Urgell's Channel, in Catalonia (Spain), practiced as a monoculture, consumes large amounts of nitrogen. The purpose of this study was to report results of a survey on nitrate dynamics in this region, including soil nitrate content, nitrogen uptake, nitrate content in water tables and irrigation water. Crop N uptake was the major component in determining N accumulation patterns in the soil profile. Poor N uptake loads and high water percolation amounts were the main reason for NO₃-N accumulation and transport within the profile. Nitrogen content in water tables and irrigation water area were high. Soil water availability rather than N available in the soil was the main restricting factor for crop performance. (NO₃-N at pre-planting + N fertilizer) levels of 373 kg ha⁻¹ were enough to satisfy N crop requirements.

Keywords: soil nitrate tests, nitrogen fertilizer, corn production, nitrate pollution.

2.1. Introduction

The area of the Urgell's Channel has been irrigated since 1862 and it is an important agricultural area of Catalonia, Spain. A typical rotation is alfalfa (*Medicago sativa* L.)-wheat (*Triticum aestivum* L.)-corn (*Zea mays* L.). Some farmers crop continuous corn. Other important crops in the area are onions (*Allium cepa* L.) and orchard trees, mostly apples (*Malus sylvestris* Mill.). The irrigated area comprises 72,000 ha and at least 30% of this area is dedicated to corn. Average corn grain yields in the area fluctuate between 9 and 14 t ha⁻¹ (14% humidity). The corn hybrids that farmers grow are FAO Cycles 600 to 800. N fertilization in corn production is the major input of N in the area, although other crops like wheat, onions and orchard trees also receive important amounts of nitrogen. Farmers apply N fertilizers to corn in excess of crop N requirements, with application rates averaging more than 300 kg N ha⁻¹, which eventually could contribute to nitrate leaching into groundwater. The nitrate content in a survey of wells in this area fluctuated between 3.5 and 24 mg NO₃-N L⁻¹ with an average of 11 mg NO₃-N L⁻¹ (Candela et al., 1994). However, there is no information on corn management practices and its influence on nitrate pollution to groundwater.

In many areas, nitrate pollution of groundwater has been attributed to excess N fertilizer applications (Schepers et al., 1991; Kessavalou et al., 1996; Weil et al., 1990; Meisinger and Randall, 1991). Soil and groundwater nitrate content surveys have been used in some regions to determine the agriculture contribution to groundwater nitrate pollution (Davis et al., 1997; Prunty and Greenland, 1997; De la Rosa et al., 1993; Weil et al., 1990). Determination of soil nitrate-N is important to characterize nitrate leaching and assess vulnerability of soils and



waters to agriculture contamination (Liang et al, 1991; Liang and MacKenzie, 1994; Dou et al., 1995).

Sampling of soil $\text{NO}_3\text{-N}$ distribution profiles and its seasonal variation can be used as a diagnostic tool in cornfields to evaluate the impact of N fertilization on the accumulation of $\text{NO}_3\text{-N}$ in the soil, and increased nitrate leaching risk. In addition, this information is valuable to adjust N fertilizer rates to N crop requirements, and thus, minimize N loads to the system while maintaining maximum yields. Maximizing grain yields while minimizing groundwater pollution is a priority objective towards improvement of nitrogen management in a given cropping system (McCracken et al., 1994; Sexton et al., 1996). Soil nitrate content at pre-planting or at pre-sidedressing (to be referred as PPNT and PSNT, respectively) can be used to recommend N fertilization rates to meet crop requirements. Often, farmers do not use these tests for N scheduling. Relative low cost of fertilizer (often subsidized) and the difficulty to correlate N soil analyses and crop responses are constraining factors (Breitenbeck et al., 1992). Evaluation of PPNT and PSNT allow farmers to adjust N fertilization rates to a yield objective, accounting for soils, weather, irrigation, and other factors that affect N availability to crops. These adjustments often improve crop productivity and contribute to a better protection of the environment (Binford et al., 1992). The potential for N contamination may be related with the amount of residual soil nitrates present at physiological maturity or crop harvest (PMNT). Excess N applications often result in accumulation of nitrate in the soil at the end of the cropping season, increasing the risk of leaching during the non-growing season.

There is no information in the Urgell's Channel area about best management practices for N fertilization. Initial experiments have been carried out using inorganic N (Villar et al. 1994 and Ballesta and Lloveras, 1994) and organic N (pig slurry) (Domingo et al., 1994) applications. Ferrer et al. (1997) reported research results of water nitrate contribution to N crop requirements in the same area. In this study, we surveyed several commercial cornfields during two years to evaluate the impact of N fertilization, year and soil type on the accumulation of $\text{NO}_3\text{-N}$ in the soil, the potential for nitrate leaching below the rooting zone, and on corn productivity. These fields were located on sites representative of several benchmark soils in the area. The surveyed variables included nitrate soil profile at pre-planting (PPNT), at V6 growth stage (PSNT), and at physiological maturity (PMNT). In addition, crop nitrogen uptake, nitrate concentration in the water table (when present) and in the irrigation water.

2.2. Materials and methods

A 2-yr study was conducted in ten commercial cornfields that included five soil series. During 1993, seven fields were surveyed (fields A through G). In 1994, the survey was repeated in fields C, E, F, and G, and three new fields were added (fields H, J and K). These fields are located at Bellvis, El Poal and Linyola (Pla d'Urgell and Noguera, Lleida, Spain). The fields selected for the survey had continuous corn and no manure applied for at least three years previous to the study. In addition the same corn cultivar was grown in all fields during the study period.

2.2.1. Soils, climate and weather conditions

Percolation class was the main criteria for soil type selection. Maximum percolation occurs in Tornabous series (Fine-loamy texture over sandy-skeletal) and minimum percolation in soils with fine textures, Castellsera and Linyola series. Soil information is available in the publication "*Mapa de Sòls de Catalunya 1:25.000 Bellvis. 360-1-2 (65-28)*" (Herrero et al., 1993). Soil classification information is shown in Table 1.

Table 1. Soil classification information for fields surveyed

Field	Year	Soil Series	Description	Percolation
A	1993	Comelles	Typic Xerofluvents, Coarse-silty, mixed (calcareous), mesic.	Moderately slow
B	1993	Castellsera	Gypsic Xerochrepts, Fine-loamy, mixed, mesic.	Slow
C	1993	Castellsera	Gypsic Xerochrepts, Fine-loamy, mixed, mesic.	Slow
	1994			
D	1993	Comelles	Typic Xerofluvents, Coarse-silty, mixed (calcareous), mesic.	Moderately slow
E	1993	Comelles	Typic Xerofluvents, Coarse-silty, mixed (calcareous), mesic.	Moderately slow
	1994			
F	1993	Comelles	Typic Xerofluvents, Coarse-silty, mixed (calcareous), mesic.	Moderately slow
	1994			
G	1993	Tornabous	Calcixerollic Xerochrepts, Fine-loamy over sandy-skeletal, mixed, mesic	Rapid
	1994			
H	1994	Comelles	Typic Xerofluvents, Coarse-silty, mixed (calcareous), mesic	Moderately slow
J	1994	Linyola	Gypsic Xerochrepts, Fine-silty, mixed, mesic	Slow
K	1994	Sarsenit	Xerollic Calciorrhids, loamy-skeletal, carbonatic, mesic	Moderate to rapid

The climate of the region is semiarid with a precipitation to evapotranspiration ratio of 0.33. This typical Mediterranean and continental climate is dry and warm in summer and dry and cold in winter. Average temperature in January is 4.7 °C and 23.4 °C in August. The Annual average temperature is 13.9 °C. Absolute average maximum temperature is 37 °C for July. Risk of frost exists in May and October. Springtime, with 120 mm, is the season with the largest precipitation amounts, and the lowest is winter with 75 mm. Average precipitation is 399 mm. The soil moisture regime is xeric and the soil temperature regime is mesic (SSS,

1992). Weather conditions during the survey were taken from Palau d'Anglesola station (UTM31T CG 237133), located in the study area. Daily Weather data were collected using an automated station (Campbell Sci., Logan, Utah).

2.2.2. Crop management practices

Crop management information is shown in Table 2. All crop management practices were as chosen by the farmers, including N fertilization. Conventional tillage was practiced in all the fields. In general, the farmers used urea at pre-planting which was applied in the surface and incorporated into the first 20 cm. Side-dress applications were as broadcast NH_4NO_3 , applied in all cases between pre-plant sampling and V6 growth stage (Table 3). Total N applied is shown in Table 9, which varied between 250 and 340 kg N ha⁻¹.

Table 2. Corn crop management information for all fields

Management	1993	1994
Planting	13-15 April	6-7 April
Hybrid	Pioneer Juanita	Pioneer Juanita
Population, ha ⁻¹	69,000	69,000
Germination	normal	normal
Emergence	normal	normal
Irrigation events	6-7	7-8
Physiological Mat.	16 September	28 September

Table 3. Application rates and products used by farmers during the two years

Field	Date	Product	Application rates (kg ha ⁻¹) N-P2O5-K2O
A,B,C,D,E,F	11/30/92	Superphosphate (18%) Fall incorporated	0-54-0
A,B,C,D,E,F	11/30/94	Potassium chloride (60%)	0-0-141
G	3/16/93	600 kg/ha (6-10-20)	36-60-120
A,B	4/14/93	Urea. Spring preplant incorporated	340
C,D	4/14/93	Urea. Spring preplant incorporated	250
E	4/12/93	Urea. Spring preplant incorporated	290
F	4/14/93	Urea. Spring preplant incorporated	340
G	4/12/93	Urea. Spring preplant incorporated	213
C,E,F	4/12/93	Superphosphate (18%)	0-54-0
	4/12/93	Potassium chloride(60%)	0-0-141
H,J,K	3/20/94	700 kg/ha (15-15-15)	105-105-105
G	3/31/94	Urea. Spring preplant incorporated	250
		Potassium chloride(60%)	0-0-102
C	4/6/94	Urea. Spring preplant incorporated	290
E	4/2/94	Urea. Spring preplant incorporated	290
F	4/5/94	Urea. Spring preplant incorporated	340
K,H	6/1/94	Broadcast NH_4NO_3	235

2.2.3. Irrigation management

All fields were surface irrigated. In this region, irrigation frequency and amount depends on water availability. The irrigation system has a rigid delivery schedule. The interval between irrigation is 10 to 15 days. On average, the gross application depth is over 100 mm. Farmers irrigate to field capacity, but the soil water content is often depleted below recommended depletion before next irrigation. Year 1993 was exceptional due to greater than normal precipitation during the cropping season. All fields received six irrigation events, except for two receiving seven. In 1994, with lower than normal precipitation, all fields received seven irrigation events except two of them that received eight (Table 4).

Table 4. Calendar of irrigation events

1993Field	First	2 nd	3 rd	4 th	5 th	6 th	7 th	8 th	
A	4 Apr	10 Jun	28 Jun	13 Jul	01 Aug	15 Aug			
B	4 Apr	10 Jun	28 Jun	13 Jul	01 Aug	15 Aug			
C	4 Apr	10 Jun	28 Jun	13 Jul	01 Aug	15 Aug			
D	4 Apr	10 Jun	28 Jun	13 Jul	01 Aug	15 Aug			
E	6 Apr	31 May	17 Jun	14 Jul	28 Jul	12 Aug	26 Aug		
F	7 Apr	04 Jun	20 Jun	02 Jul	15 Jul	30 Jul	13 Aug	28 Aug	
G	7 Jun	19 Jun	01 Jul	12 Jul	24 Jul	05 Aug	18 Aug		
1994Field	First	2 nd	3 rd	4 th	5 th	6 th	7 th	8 th	9 th
C	31 May	12 Jun	25 Jun	11 Jul	28 Jul	13 Aug	2 Sep		
E	07 Jun	19 Jun	2 Jul	17 Jul	2 Aug	15 Aug	30 Aug		
F	08 Jun	21 Jun	4 Jul	18 Jul	3 Aug	17 Aug	1 Sep		
G	17 Mar	31 May	10 Jun	21 Jun	3 Jul	15 Jul	28 Jul	10 Aug	24 Aug
H	07 Jun	21 Jun	2 Jul	16 Jul	27 Jul	09 Aug	22 Aug	04 Sep	
J	04 Jun	15 Jun	27 Jun	12 Jul	28 Jul	11 Aug	27 Aug		
K	05 Jun	16 Jun	29 Jun	12 Jul	25 Jul	09 Aug	22 Aug		

2.2.4. Soil nitrate measurements

Each year, replicated soil samples were taken in each field at pre-plant, V6 stage, tasseling, grain filling period, and physiological maturity. Each field was divided into three sub-fields in the direction of surface irrigation, with one sample taken in each sub-field (three replications per field). This was done to control horizontal variability of nitrate content in

the soil due to water delivery in the field. Sub-fields were established based on the distance from the point of water delivery and named a (from 60-80 m), b (80-100 m) and c (100-120 m). In 1993, at each sub-field, surface soil samples were taken from 0 to 15 and from 15 to 30 cm. These samples were composed of five sub-samples. Sub-surface samples were taken at 30-cm increments to 1.2 m depth. Each sub-surface sample was composed of two sub-samples following Onken et al. (1985). In 1994, the surface samples were taken from 0 to 30 cm because no significant differences were found between 0 to 15 and 15 to 30 cm in 1993. Sub-surface samples in 1994 were also taken at 30-cm increments to a depth of 1.2 m.

In this study, we did not determine nitrites ($\text{NO}_2\text{-N}$) or ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$). Moutonnet and Fardeau (1997) have studied these forms of nitrogen in the soil in a cornfield. Although these authors concluded that the presence of N-NO_2 and N-NH_4 in the descendent flux supposes a risk for groundwater, they constitute less than 15% of the total inorganic nitrogen present in the soil solution. Liang et al. (1991) found that soil $\text{NH}_4\text{-N}$ under corn was very low compared with $\text{NO}_3\text{-N}$. All samples were extracted with water and analyzed for $\text{NO}_3\text{-N}$ colorimetrically using a Technicon® Autoanalyzer (ICA Instruments, Anasol 4P2S1BM2P, Made in France).

The soil nitrate content was expressed in kg ha^{-1} . The concentration in each depth interval was multiplied by the bulk density (taken as 1.3 Mg m^{-3}) and by the thickness of the soil layer. The total profile $\text{NO}_3\text{-N}$ content was calculated adding the amounts in each layer expressed as kg/ha .

2.2.5. Nitrate measurements in the irrigation water and water table

Water table elevations were measured using 10-cm diameter PVC tubes (piezometers) of variable length depending on the effective depth of the soil. The level of free water surface in the piezometer was monitored approximately once every two weeks during the growing season. Water samples were also taken from the water table at these times. Samples from irrigation water were collected at a depth 20-30 cm below the water surface (Davis et al., 1997). In both cases, the nitrate content of the water was determined in the field with two commercial quick tests Nitratechek® meter and RQflex® (Merck, Made in Germany).

2.2.6. Crop development, biomass and yield

The Hanway scale (Hanway, 1966) was used to monitor the development of corn. At physiological maturity, yield components and morphologic and phyto-pathological aspects of the crop were determined. Corn was hand harvested from 10 m² (two rows x 9.94 m) of each sub-field. Living plants at the end of the season, number of cobs per plant, height of plants, diameter of stem under the cob, broken plants under and over the cob, and plants with diseases, pests and without cob were determined. Grains were dried and the moisture content was determined. Grains, stems, leaves and cob were analyzed for total Kjeldhal N. Yield, average number of rows per cob, average number of grains per row and the weight of 1,000 grains were determined. All grain yields were expressed on a 14% moisture basis. Aboveground N uptake was calculated by multiplying the N concentration by the total plant mass. Statistical analysis included an ANOVA Test to characterize the difference in soil NO₃-N contents and productivity variables among fields and years.

2.3. Results and discussion.

2.3.1. Weather conditions

Monthly precipitation and other weather variables during both years are provided in Tables 5 and 6. Year 1994 presented higher temperatures in July and in August than in 1993. From May to August, the accumulated precipitation was much lower in 1994 (23 mm) than in 1993 (101 mm). Reference evapotranspiration (ET_o) computed using Penman equation was 1070 mm for 1993 and 1207 mm for 1994. The average ET_o in the area is 1153 mm oscillating between 871 and 1276 mm. Precipitation for 1994 was higher than for 1993, but not during the growing period. Higher ET and lower precipitation resulted in higher water requirements for 1994. As a consequence, there was more irrigation events (Table 4).

Table 5. Wheater data measured at Palau d'Anglesola

Month	1993						1994					
	Tmax	Tmin	RH mean	U	St	ET _o	Tmax	Tmin	RH mean	U	St	ET _o
January	5.6	-0.8	95	0.6	110	17.3	11.3	-2	83.4	1.5	204.2	40.5
February	11.7	-0.6	80.7	1.2	259.6	46.6	14.2	0.4	81.2	1.6	249.2	52.9
March	16	1.6	78.7	1.4	102.1	77.5	19.8	2.7	72.8	1	454.3	92.4
April	19.7	4.8	70.7	1.6	547.9	110.2	18.9	4.8	66.9	2.6	562.6	128.1
May	23.5	9.9	73.8	1.1	643.2	136.5	11.3	-2	71.4	1.1	636.8	147.3
June	29	13.6	64.6	1.2	739.5	162.5	29.7	12.4	59.6	1.2	751	186.4
July	30.5	14.2	63.5	1	726.2	172.3	34.2	16.7	62.3	0.8	736.7	188.2
August	30.7	15.1	72.1	0.7	624.8	143	33.1	17	71	0.7	616.5	167.2
September	24.5	11.4	79.2	0.8	421.3	93.3	24.5	11.2	77	0.8	433.5	111.1
October	17.9	6	86.4	0.8	257	46.7	19.9	9.3	90.9	0.4	254	53.2
November	10.7	2.2	95	0.3	152.7	36.8	13.7	5.7	95.6	0.3	131.6	24.6
December	9.9	0.9	91	1.2	135.1	27	8.5	1.8	95.9	0.4	82.3	15.5
TOTAL	1069.7						1207.4					

Tmax average maximum air temperature (°C); Tmin average minimum air temperature (°C); RHmean average relative humidity (%); U average wind speed (m/s); St Total solar radiation (MJ/m²); ET_o Reference Evapotranspiration (mm) Penman-CIMIS method.

Table 6. Precipitation during survey and long-term precipitation average at Palau d'Anglesola

Month	1993	1994	Long-term Average
January	4.2	6.1	32.9
February	10.8	25.2	12.1
March	26.9	6.1	17.9
April	35.9	23.8	28.9
May	64.1	6.1	47.7
June	20.4	7.4	41.5
July	6.7	1.6	13.8
August	39.4	7.8	33.2
September	73.7	114.6	48.7
October	44.1	117.7	47.7
November	11.2	99.8	48.2
December	3.6	7	27.0
TOTAL	341	423	399.6

2.3.2. Nitrates present in the soil

Evolution of total nitrates in the 120-cm soil profile is shown in Table 7a and 7b, with some selected soil nitrate profiles displayed in Figure 1. Before planting, NO₃-N content in the soil (PPNT) ranged between 123 and 310 kg ha⁻¹ in 1993 and between 125 and 459 kg ha⁻¹ in 1994. Only significant differences between fields were found. Residual NO₃-N levels present at harvest in 1993 partly explained some of the differences observed in some of the pre-plant profiles in 1994 (Fields E, G, F and C). In the same fields, and during the same period, N was accumulated in the soil profile, probably due to the contribution of net N mineralization during fall and late winter. High nitrate content levels at preplanting observed in field K in 1994 (Sarsenit series), could be attributed to the upward nitrate movement of nitrates from a shallow water table rich in nitrates (Table 8). However, in field F, with the available soil and management information there was no plausible explanation for such large NO₃-N enrichment. Profiles shown in Figure 1 indicate different possible soil NO₃-N accumulation patterns in the profile, surface accumulation (F93), deep accumulation (B93)

and no accumulation (G93). Reasons behind pre-planting $\text{NO}_3\text{-N}$ profile patterns are the result of the combined and undistinguishable effect of residual $\text{NO}_3\text{-N}$ profiles at harvest, precipitation during the non-growing period, soil texture and drainage, soil organic matter content, previous crop and manure applications and depth to the water table.

 Table 7a. Evolution of soil $\text{NO}_3\text{-N}$ content (0-120 cm)

Year 1993	Soil Series	PPNT (kg ha^{-1}) 3/17-18	PSNT (kg ha^{-1}) 6/10-17	$\text{NO}_3\text{-N}$ at tasseling (kg ha^{-1}) 7/21	$\text{NO}_3\text{-N}$ at grain filling period (kg ha^{-1}) 8/18-23	PMNT (kg ha^{-1}) 9/16
G	Tornabous	123 b	330 b	126 b	70 bc	44 c
E	Comelles	275 a	185 b	144 b	74 c	49 c
F	Comelles	286 a	511 a	316 a	290 a	290 a
D	Comelles	156 b	220 b	297 a	203 ab	190 b
C	Castellserà	253 a	249 b	215 ab	207 ab	240 b
A	Comelles	310 a	235 b	352 a	350 a	401 a
B	Castellserà	253 a	226 b	357 a	315 a	348 a
Year 1994	Soil Series	PPNT (kg ha^{-1}) 3/22-23	PSNT (kg ha^{-1}) 5/24-6/2	$\text{NO}_3\text{-N}$ at tasseling (kg ha^{-1}) 7/8-12	$\text{NO}_3\text{-N}$ at grain filling period (kg ha^{-1}) 8/11-12	PMNT (kg ha^{-1}) 9/28-30
E	Comelles	179 bc	512 ab	56 b	42 a	47 b
K	Sarsenit	397 a	383 ab	374 a	119 bc	69 b
G	Tornabous	125 c	511 ab	123 b	81 c	73 b
J	Linyola	219 b	310 b	186 b	70 c	61 b
H	Comelles	242 b	419 ab	409 a	544 a	335 a
F	Comelles	459 a	615 a	173b	204 b	116 b
C	Castellserà	247 b	450 ab	120 b	104 bc	84 b

Within columns, means followed by the same letter are not significantly different at the 0.05 significance level. PPNT: Soil $\text{NO}_3\text{-N}$ content at pre-planting; PSNT: Soil $\text{NO}_3\text{-N}$ at V4-6 ; PMNT: Soil $\text{NO}_3\text{-N}$ at physiological maturity.

Table 7b. Inter-annual variation of soil nitrate content. Average for fields C, E, F and G.

Year	PPNT (kg ha^{-1})	PSNT (kg ha^{-1})	$\text{NO}_3\text{-N}$ at tasseling (kg ha^{-1})	$\text{NO}_3\text{-N}$ at grain filling period (kg ha^{-1})	PMNT (kg ha^{-1})
1993	234 a	319 b	184 a	152 a	156 a
1994	252 a	521 a	119 a	108 a	81 b

Within columns, means followed by the same letter are not significantly different at the 0.05 significance level

Evolution of NO₃-N profiles in the soil through the growing season are the combined effect of N transport by water moving through the soil, crop N uptake, net N mineralization and N gaseous losses, as affected by N rate, soil characteristics, climatic conditions and irrigation management. The profiles in Figure 1 showed an accumulation of NO₃-N in the soil surface at V6 stage, as a result of N fertilizer applications and contributions from net N mineralization.

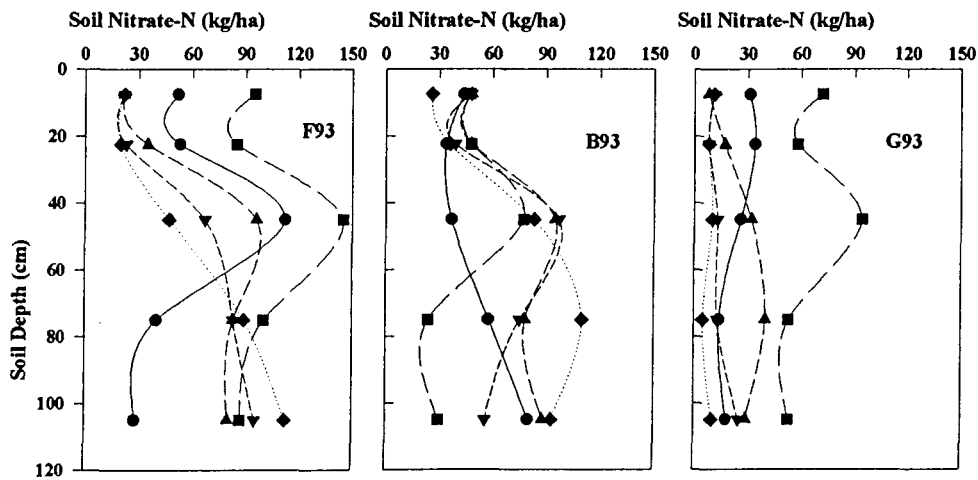


Figure 1. Evolution of soil nitrate-nitrogen profiles in some selected fields (●Pre-planting; ■V6 stage; ▲Tasseling; ▼Grain filling period; ◆Physiological maturity)

In field B93, the NO₃-N accumulated in the bottom of the profile at pre-planting was probably lost below the rooting depth, as a result of deep percolation from high precipitation amounts together with irrigation during that period. At tasseling, surface NO₃-N content showed a sharp decrease due to active N uptake by the crop during shoot elongation and flowering. In field B93, as crop N uptake was lower than in the other fields, soil NO₃-N reduction was less apparent and as seen, part of this unused N was transported to lower layers (Figure 1). In the same site, the NO₃-N profile at grain filling was mostly the same but with some decrease in the deepest horizon, possibly from N loss through leaching. Later, at physiological maturity, NO₃-N accumulated in the bottom of the profile, increasing the risk for over-winter leaching. In the other fields shown in Figure 1, NO₃-N profiles after tasseling reflected little variation, except for some diminishing NO₃-N content in the sub-surface horizons, as a result of crop N uptake during grain filling. Presence of a shallow water table in field G93 could not be deduced from Figure 1, although NO₃-N content in the water table was among the lowest (Table 8).

Table 8. Depth and nitrate content of the water in selected fields and times

Field	Year	Nitrate content (ppm)		Depth (cm)		Number of samples
		Average	St. dev.	Average	St. dev.	
C	93	90.8	93	153	17.5	4
G	93	32.5	18.1	123	18.7	6
	94	49.8	38.4	115.7	16.1	12
H	94	146.4	50.9	87.5	9.9	9
J	94	97.6	65.3	155.5	17.5	10
K	94	117.7	93.2	80.9	13.3	14

Residual nitrogen at harvest was very high in 1993, where five out of seven fields presented amounts of nitrogen over 200 kg ha⁻¹. In 1994, PMNT were significantly lower with five

seven presenting PMNT levels lower than 100 kg ha^{-1} . PMNT levels depend on the amount of N available in the soil that is not used by the crop. The difference between (PPNT + N fertilizer) and N uptake could be considered an index of excess of N, that should be related to PMNT.

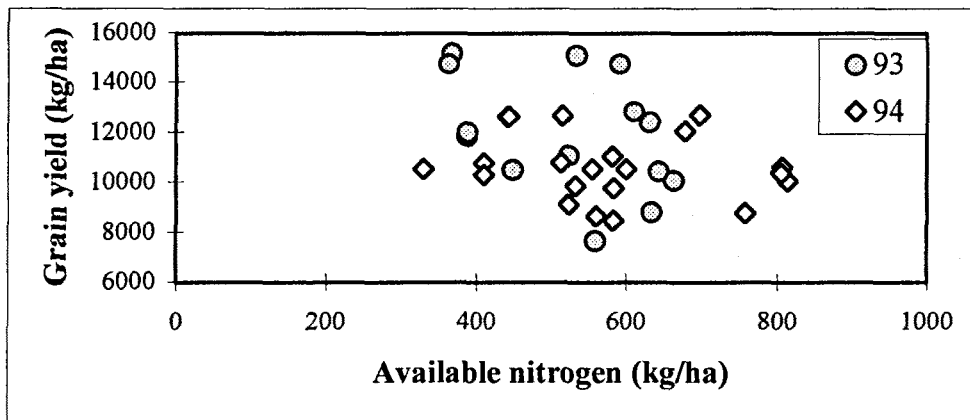


Figure 2. Available soil nitrogen (PPNT plus N fertilizer) versus grain yield

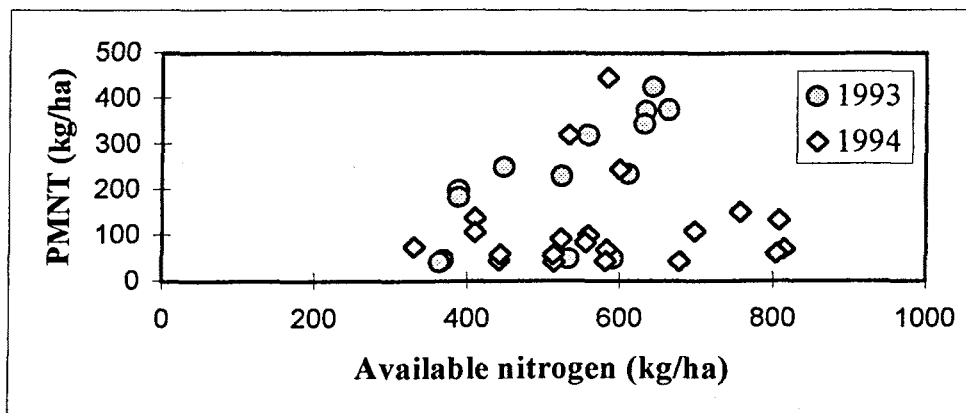


Figure 3. Available soil N versus PMNT

As seen in Figure 3, PMNT levels were only positively correlated to this index of N excess in 1993, while in 1994 there was no understandable relationship between the two variables. In 1993, data agree with the results of other experiments (Roth et al., 1990). In 1994, the sites that N fertilizer was applied at side-dressing (H, F and C) had highest PMNT levels. Other than that, the only possible explanation for the lower levels in 1994 was that N losses through leaching were more important during that year due to more irrigation events and unusual higher precipitation during September 1994. PMNT levels, and thus the potential for n leaching during the non-growing season, depended on the combined effect of PPNT, N fertilizer dose and scheduling, crop N uptake as well as the amount of water delivered by irrigation and rainfall. It may be acceptable to correlate high levels of (PPNT plus N fertilizer), poor crop N uptake (ex., drought) with high $\text{NO}_3\text{-N}$ found at harvest.

Within-field spatial variability was evaluated in 1994 by measuring soil $\text{NO}_3\text{-N}$ content in each of the three sub-fields (each sub-field corresponding to different distance to the point of water delivery). Samples from the three sub-fields showed no significant differences (data not shown). These results are important when trying to establish soil nitrate sampling methodology for N rate recommendations. These results suggest that soil samples can be taken from 60 to 120 m from the point of water delivery without significant differences due to position.

2.3.3. Nitrate concentration in irrigation water and water table

Nitrate concentration in irrigation water fluctuated during the cropping season. On average, nitrate content was $40 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ (40 ± 19.5) in 1993 and $39 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ (39 ± 20.5) in 1994. A later survey in 1995 resulted in a nitrate water content of $57 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ (57 ± 11.7). Figure 4 shows the evolution of water nitrate concentration during the year. The maximum value reached

reached was $83 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$. These levels were much above the recommended EU drinking water levels ($50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$), and reflect excess N in the system. As reported by Ferrer et al. (1997), nitrogen delivered with the irrigation water can be an important contribution to N crop needs.

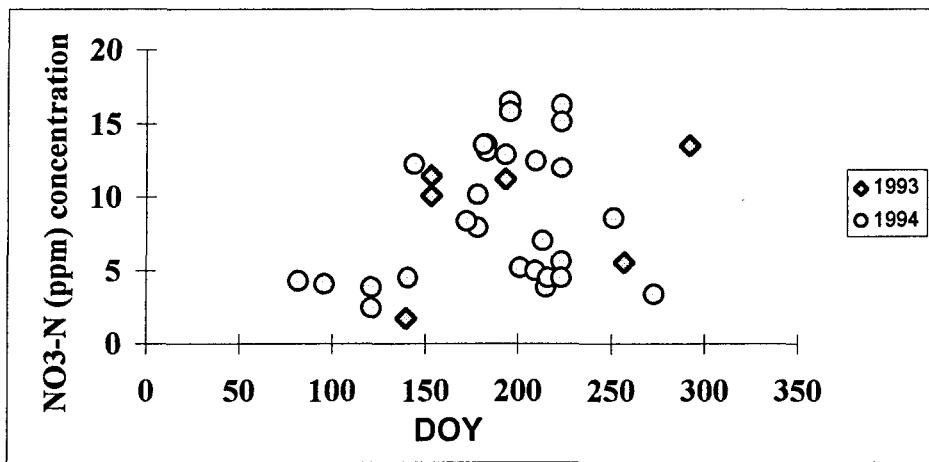


Figure 4. Evolution of nitrate content for all the water irrigation samples.

Deep percolation from irrigation and precipitation caused build up of the water table in some of the monitored fields. Table 8 shows nitrate concentration and depth of water table in the monitored fields. These data show high N concentrations in the phreatic waters, with depth to the water table oscillating between 70 and 150 cm depending on the site and time of sampling. Figure 5 shows, as an example, the evolution of both variables during the 1994 cropping season in field H. An increase of nitrate at the end of the period was measured, probably reflecting the combined effect of irrigation and N load from N fertilizer applications.

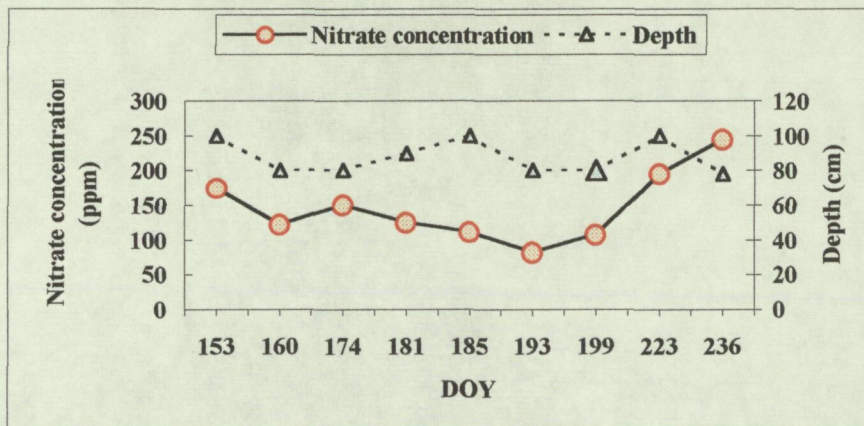


Figure 5. Evolution of depth of the water table and its nitrate concentration in field H

2.3.4. Corn productivity and N uptake

As seen in Table 9, on average, corn grain yields, accumulated biomass and N uptake were about 25% greater in 1993 than in 1994 (Same sites and cultivar). This poor performance in 1994 could be related to lower precipitation during this season, together with more drying atmosphere conditions during early growth (see Table 5), that restricted growth due to lower water availability in the soil. Yield differences among fields in 1993 were more related to water stress rather than to low N availability for the crop. Longer intervals between irrigation events during July in Fields A, B, C and D (Table 4), together with hardly no rain during that month, resulted in poorer crop performance. During 1994, in Fields F and C high biomass and N uptake accumulation did not resulted in higher yields. That could be understandable considering that irrigation was delayed during mid-to-late August in these fields, affecting biomass and N translocation to the grain. In 1994, Fields K and G performed reasonably well, even though they have shallower and coarser soils. Explanation behind this, could be the presence of a shallow water table in these fields (Table 8) that dampered the effect of drought and crop performance.

Figure 2 and Table 9 show no relationship between N availability and grain yield, biomass and N uptake, for both years. This lack of correlation was also true if PPNT and PSNT levels were compared alone with biomass and yield (multiple correlation analysis not shown). As commented before, soil water availability rather than soil N availability was the main restricting crop performance factor during the mentioned seasons. According to Dara et al. (1992), for available soil N levels ($\text{NO}_3\text{-N}$, 0-60 cm, pre-planting plus N fertilizer applied) of 250 kg N ha^{-1} , corn was able to yield 11.9 t ha^{-1} of grain. Figure 6 shows that for all fields, available soil nitrogen was higher than 373 kg N ha^{-1} , reaffirming that the crop had enough N available in the soil. If (PPNT + N fertilizer) is summed in Table 9 and (N uptake + N residual) is subtracted, the result indicate, as well, that soil N available for the crop was enough to satisfy its demand.

Table 9. Summary of corn productivity, N availability, N uptake and N residual

Year 1993 Soil Site	Soil Series	Grain yield tha ⁻¹	Biomass tha ⁻¹	N uptake (kg N ha ⁻¹)	PPNT kgNha ⁻¹	N Applied KgNha ⁻¹	N Residual kgNha ⁻¹
G	Tornabous	14.97a	26.27a	354 a	123 b	250	44c
E	Comelles	14.93a	26.91a	345 a	275 a	290	49c
F	Comelles	12.63b	23.28ab	275 b	286 a	340	290a
D	Comelles	11.95b	19.84bc	241 bc	156 b	250	191b
C	Castellserà	10.80c	20.34bc	238 bc	253 a	250	241b
A	Comelles	10.25c	17.07c	201 c	310 a	340	401a
B	Castellserà	8.19d	16.87c	180 c	253 a	340	348a
Year 1994 Soil Site	Soil Series	Grain yield tha ⁻¹	Biomass tha ⁻¹	N uptake (kg N ha ⁻¹)	Nmin kgNha ⁻¹	N Applied KgNha ⁻¹	N Residual KgNha ⁻¹
E	Comelles	12.62 a	20.66a	216 bcd	179 bc	290	47 b
K	Sarsenit	11.68 ab	19.10abc	211 bcd	397 a	340	69 b
G	Tornabous	11.32 b	20.64a	237 ab	125 c	250	73 b
J	Linyola	10.78 b	17.32bc	177 d	219 b	340	60 b
H	Comelles	10.03 c	16.69c	206 cd	228 b	340	336 a
F	Comelles	9.79 cd	20.21a	263 a	459 a	340	116 b
C	Castellserà	8.72 d	19.45ab	232 abc	247 b	290	85 b

Within columns, means followed by the same letter are not significantly different at the 0.05 significance level

The difference may be higher if N contributions from net N mineralization were considered. Research in the area by Ferrer (1999) suggest that proper accounting of N mineralization and N delivered by irrigation water should be considered when evaluating soil N available and N requirements by the crop. This becomes more apparent in seasons were growth is not restricted by water availability.

2.3.5. Nitrogen content in the grain

Average content of N in the grain fluctuated between 1.28 and 1.91%, with significant higher levels in 1993 than in 1994 (1.67 vs. 1.44%). Significant differences between fields were found for N content in the grain and the ratio between N_{grain} to Total N Uptake, as well (Table 10).

Table 10. Average content of N in the grain and ratio N grain to N total

1993 Field	Soil Series	N in the grain (%)	Ngrain/TotalN uptake
G	Tornabous	1.91 a	0.806a
E	Comelles	1.79 a	0.773a
F	Comelles	1.52 b	0.694b
D	Comelles	1.49 b	0.745a
C	Castellserà	1.49 b	0.667b
A	Comelles	1.36 b	0.690b
B	Castellserà	1.28 b	0.595c
1994 Field	Soil Series	N in the grain (%)	Ngrain/TotalN uptake
E	Comelles	1.28 b	0.753a
K	Sarsenit	1.31 b	0.729a
G	Tornabous	1.47 a	0.705a
J	Linyola	1.28 b	0.780a
H	Comelles	1.34 b	0.691b
F	Comelles	1.54 a	0.578c
C	Castellserà	1.48 a	0.557c

Within columns, means followed by the same letter are not significantly different at the 0.05 significance level

N content levels were among the common values reported by other authors: 1.6% (Hagin and Tucker, 1982), 1.55% (Fonnesbeck et al., cited by Meinsinger and Randall, 1991) with reported variability ranging between 1.35 % and 1.75%. Observed Ngrain/Total N uptake ratios fluctuated within the interval 0.64 and 0.78. reported by Schepers and Mosier (1991). In 1993, lower N contents in the grain were associated to fields that had water uptake constrictions, and therefore lower N uptake loads. In 1994, Fields F and C showed lower N contents in the grain as well as lower Ngrain/Total N uptake ratios. Again, this can be explained by the effects of water stress to N translocation to the grain during the grain filling period. In all cases, N contents in the grain were above 1.20%, the critical level for crop response reported by Ferrer (1999) in similar conditions. That suggests, that in the present study, the crop was able to satisfy N requirements for the achieved yields, even though N uptake was restricted by drought conditions during the growing season.

2.4. Conclusions

Monitoring $\text{NO}_3\text{-N}$ profiles through the growing season was a useful tool for identifying the fate of N in the soil. The conclusions extracted were as follow:

1. Crop N uptake is the major component affecting $\text{NO}_3\text{-N}$ content and distribution in the soil profile. After tasseling, N uptake was much lower and the resultant $\text{NO}_3\text{-N}$ profiles less variable with time.
2. $\text{NO}_3\text{-N}$ accumulation in the bottom of the profile and the possibility of N leaching was more likely to occur in fields where the crop performed poorly and N accumulated in the soil.

Nitrate contents found in irrigation and the water table were high, giving evidence of contribution of N from agriculture. Presence of nitrate in the irrigation water also suggests that N delivery from irrigation waters should be considered when adjusting crop N requirements at a field basis.

During both seasons, soil water availability was the main restricting factor for biomass and N accumulation and translocation by the crop. Irrigation scheduling, year and site characteristics such as soil texture and depth to water table, seemed to be important factors to consider.

Evidence indicated that soil N availability was not limiting crop growth, and that the crop was able to absorb sufficient N for the yields achieved. (PPNT + N fertilizer) levels above 373 kg ha^{-1} were high enough to obtain 15 t ha^{-1} yields. Nitrogen content in the grain reflected the effect of drought on crop growth and N translocation to the grain, and in all cases were above the levels considered as critical.

Data showed that when growth is limited by drought, N is applied in excess of crop N requirements. Part of this N is absorbed by the crop without significant yield increase and part accumulates in the soil.

2.5. Acknowledgements

We thank farmers for their cooperation. Soil, plant and water analysis were done by staff of the Soil Fertility and Analysis Laboratory (LAF, Sidamon, Lleida). This project was partially supported by Departament de Medi Ambient (Generalitat de Catalunya) and by CICYT-CDTI (Contract 95/0028).

2.6. References

- Ballesta, A., Lloveras, J., 1994. Effects of nitrogen fertilization on maize production and on soil nitrate accumulation in the irrigated areas of Ebro Valley (Spain). 4th Congress. ESA. Veldhoven, Book of abstracts 328-329.
- Binford, G.D., Blackmer, A.M., Cerrato, M.E., 1992. Relationships between corn yields and soil nitrate in late spring. *Agron. J.* 84, 53-59.
- Breintenbeck, G.A., Boquet, D.J., 1992. Scientific basis for soil nitrate testing. In: Well, K.L., Thompson, W.R., (Eds.), *Current viewpoints on the use of soil nitrate tests in the south*. ASA Miscellaneous Publication.
- Candela, L., Pascual, J.M., Perera, A., Blanco, A., 1994. Estudio hidrogeológico e hidrogeoquímico de la mitad norte del acuífero aluvial del área de riegos de l'Urgell (Lleida). *Curso Internacional de Hidrología Subterránea*.
- Dara, S.T., Fixen, P.E., Gelderman, R.H., 1992. Sufficiency level and diagnosis and recommendation integrated system approaches for evaluating the nitrogen status of corn. *Agron. J.* 84, 1006-1010.
- Davis, J.G., Young, M., Ahnstedt, B., 1997. Soil characteristics of cropland fertilized with feedlot manure in the South Platte River basin of Colorado. *J. Soil and Water Cons.* 327-331.

De la Rosa, D., Moreno, J.A., Garcia, L.V., 1993. Expert Evaluation system for assessing field vulnerability to agrochemical compounds in mediterranean regions. *J. Agric. Eng. Res.* 56, 153-164.

Domingo, F., Boixadera, J., Bosch, A.D., Flotats, F.X., 1994. Optimizing the use of pig slurry in irrigated rotations of cereals in calcareous soils of the semiarid zone of the Ebro Valley (Spain). 4th congress. ESA. Veldhoven, Book of abstracts 340-341.

Dou, Z., Fox, R.H., Toth, J.D., 1995. Seasonal Soil Nitrate Dynamics in Corn as affected by tillage and nitrogen source. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 59, 858-864.

Ferrer, F., Villar, J.M., Villar, P., Aran, M., 1997. Impacto del nitrógeno presente en el agua de riego en la zona regable del canal d'urgell. XV Congreso Nacional de Riegos. Comunicaciones. DARP. Generalitat de Catalunya. 241-248.

Ferrer, F., Villar, J.M., Stockle, C.O., Villar, P., Aran, M., 1999. Field evaluation of a Pre-sidedress Soil Nitrate Test for irrigated corn on calcareous soils. In Press.

Hagin, J., Tucker, B., 1982. Fertilization of dryland and irrigated soils. Springer-Verlag. 182pp.

Hanway, J.J., 1966. Special Rep. 48. Iowa State University.

Herrero, C., Boixadera, J., Danés, R., Villar, J.M., 1993. Mapa de sòls de Catalunya 1:25.000. Full núm.:360-1-2 (65-28) Bellví. 198 pp.

Kessebalou, A., Doran, J.W., Powers, W.L., Kettler, T.A., Qian, J.H., 1996. Bromide and nitrogen-15 tracers of nitrate leaching under irrigated corn in Central Nebraska. *J. Environ. Qual.* 25, 1008-1014.

Liang, B.C., Remillard, M., MacKenzie, A.F., 1991. Influence of fertilizer, irrigation, and non-growing season precipitation on soil nitrate-nitrogen under corn. *J. Environ. Qual.* 20, 123-128.

Liang, B.C., MacKenzie, A.F., 1994. Changes of soil nitrate-nitrogen and denitrification as affected by nitrogen fertilizer on two Quebec Soils. *J. Environ. Qual.* 23, 521-525.

McCracken, D.V., Scott Smith, M., Grove, J.H., MacKown, Ch. T., Blevins, R.L., 1994. Nitrate leaching as influenced by cover cropping nitrogen source. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 1476-1483.

Meisinger, J.J., Randall, G.W., 1991. Estimating nitrogen budgets for soil-crop systems. In *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. SSSA. Madison. USA.

Moutonnet, P., Fardeau, J.C., 1997. Inorganic Nitrogen in soil Solution Collected with Tensionic Samplers. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:822-825

Onken, A.B., Mathson, R.L., and Nesmith, D.M., 1985. Fertilizer nitrogen and residual nitrate-nitrogen effects on irrigated corn yield. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 134-139.

Prunty, L., Greenland, R., 1997. Nitrate leaching using two potato-corn N fertilizer plans on sandy soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 65, 1-3.

Roth, G.W., Fox, R.H., 1990. Soil nitrate accumulations following nitrogen-fertilized corn in Pennsylvania. *J. Environ. Qual.* 19, 243-248.

Schepers, J.S., Mosier, A.R., 1991. Accounting for nitrogen in non-equilibrium soil-crop systems. In *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. SSSA. Madison. USA.

Schepers, J.S., Moravek, M.G., Alberts, E.E., Frank, K.D., 1991. Maize Production impacts on groundwater quality. *J. Environ. Qual.* 20, 12-16.

Sexton, B.T., Moncrief, J.F., Rosen, C.J., Gupta, S.C., Cheng, H.H., 1996. Optimizing nitrogen and irrigation inputs for corn based on nitrate leaching and yield on a coarse-textures soil. *J. Environ. Qual.* 25, 982-992.

Soil Survey Staff. 1992. *Keys to soil taxonomy*. 6th edition. USDA. 306 pp.

Villar, P., Villar, J.M., Mas, P., Pérez, P., López-Acevedo, M., 1994. Evaluation of nitrogen dynamics in commercial corn fields in an irrigated area in the northeast of Spain. 3rd ESA Congress. Abano-Padova. Italy.

Weil, R.R., Weismiller, R.A., Turner, R.S., 1990. Nitrate contamination of groundwater under irrigation Coastal Plain soils. *J. Environ. Qual.* 19, 441-448.

3. CAPÍTULO 2: CONCENTRACIONES DE NITRÓGENO EN EL TALLO DEL MAÍZ Y SU RELACIÓN CON LA ABSORCIÓN DE NITRÓGENO, EL RENDIMIENTO EN GRANO Y LA DISPONIBILIDAD DE NITRÓGENO EN SUELOS CALCAREOS DE REGADÍO

3. CHAPTER 2: CORN N STALK CONCENTRATIONS RELATED TO N UPTAKE, GRAIN YIELD AND N AVAILABILITY IN IRRIGATED CALCAREOUS SOILS

3. Corn N stalk concentrations related to N uptake, grain yield and N availability in irrigated calcareous soils

Abstract

Growing concern about environmental problems by the public administration has led to the identification of part of the study area (irrigated area of the Urgell Channels) as sensitive to nitrate pollution from agriculture. This evidence makes necessary the development of methods to improve N fertilizer recommendations. The present study evaluated nitrate and total N concentrations in the basal corn stalk in three stages (V6, tasseling and physiological maturity), and its relation with production, N uptake and soil N availability. This study tried to develop a reliable method to use stalk nitrate and N to assess excess of N in the soil and grain yield. The experiment was conducted in seven commercial fields during 1993 and 1994. Only at stage V6, stalk N concentrations could be well correlated to soil NO₃-N content and grain yield. However, further research would be needed to refine this method for practical use in a regular basis.

3.1. Introduction

In the irrigated area of the Urgell's Channel, corn (*Zea mays* L.) is the crop that receives more N fertilizer. Implications of intensive corn production in water table and groundwater pollution in the area are known (Villar et al., 1999). To improve N fertilizer management some diagnostic tools are available, such as soil and plant testing, which are widely used to establish crop nutrient requirements and fertilizer recommendations. In the past, plant tissue tests for

nitrogen were restricted to the measurement of nitrogen concentration in the opposite leaf under the cob at tasseling and to the measurement of the grain nitrogen content at harvest. These tests only provide information about situations where nitrogen is limiting, while they are not able to separate plants that grow in an optimum environment from plants that grow in an environment with an excess of nitrogen.

The stalk nitrate concentration test provides information on scenarios where N fertilization or soil N availability are in excess (Blackmer and Schepers, 1994; Schepers et al., 1990; Fox et al., 1989; McClenahan and Killorn, 1988). Evidence has been found that basal stalk nitrate concentration at harvest (after physiological maturity) is well correlated to excess of nitrogen in the soil during the growing season (Binford et al., 1990 and El-Hout and Blackmer, 1990). Nitrogen uptake by the plant is accumulated in the basal part of the stalk as nitrates during the growing season and it is translocated to the grain during the grain filling period. If nitrogen is in excess in the soil, nitrates accumulate in the base of the stalk.

Some authors have found good correlations between soil N availability and nitrate concentration in the basal portion of corn stalks when corn is in the V6 stage (Iversen et al., 1985). Frank (1989) also established relationships between soil nitrate content, stalk nitrate content at V4-V6 and stalk total nitrogen content at V4-V6 stage, using them as a diagnostic tool for N deficiencies. Nevertheless, other experiments revealed that corn stalk nitrate concentration was not related to soil nitrogen availability and that was not an accurate predictor of crop responsiveness to supplementary N fertilizer (Fox et al., 1989).

The objective of this study was to evaluate basal stalk testing for nitrogen as a diagnostic tool to improve N management.

3. 2. Materials and methods

A 2-yr study was conducted in ten commercial cornfields corresponding to five soil series. During 1993 seven fields were surveyed. These fields were named A, B, C, D, E, F, and G. In 1994 the survey was repeated in fields C, E, F, and G, while three new fields were added to the study (H, J and K). All fields were located in the irrigated area of Urgell's Channel (Lleida, Spain) and the crop was corn after corn. Crop practices, soil and weather conditions are described in the paper after Villar et al. (1999). Stalk samples from 5 plants were collected for nitrate and total nitrogen analysis at V6 growth stage, tasseling and physiological maturity (Table 1). At physiological maturity, the test is also referred as the Post-harvest Stalk Nitrate Test (Blackmer and Schepers, 1994). Stalk samples were cut off from 15 to 35 cm above the soil surface, according McClenahan et al. (1988). Samples were kept in a portable refrigerator and analyzed before the next day. The 20-cm stalks were dried to constant weight at 60-70 °C. Deionized water was used to extract nitrates from the plant samples (Mills, 1980). Total N was determined using the Kjeldahl digestion, while plant nitrate content was determined colorimetrically with a continuous flow autoanalyzer (Technitron Autoanalyzer[®]). Results are shown as percentage of nitrogen over dry matter and g of NO₃-N per kg of dry matter.

Table 1. Planting and base stalk sampling dates

Field	Planting	V6 stage	Tasseling	Physiological maturity
A, B, C, D	4/15/93	6/17/93	7/21/93	9/16/93
E	4/13/93	6/10/93	7/21/93	9/16/93
F	4/15/93	6/10/93	7/21/93	9/16/93
G	4/15/93	6/15/93	7/21/93	9/16/93
C	4/07/94	6/02/94	7/11/94	9/29/94
E	4/07/94	5/24/94	7/11/94	9/30/94
F	4/07/94	5/24/94	7/11/94	9/30/94
G	4/06/94	5/25/94	7/08/94	9/28/94
H	4/07/94	6/02/94	7/11/94	9/06/94
J	4/06/94	6/02/94	7/12/94	9/08/94
K	4/06/94	5/24/94	7/11/94	9/29/94

3.3. Results and discussion

Grain yield and biomass

Climatic conditions during 1993 were different than in 1994. Accumulated rainfall during the growing season (April to August) was 166 and 47 mm in 1993 and 1994, respectively. Considering that in many years irrigation does not provide enough water to satisfy corn water demands, lower rainfall in 1994 resulted in a 25% yield reduction (Table 2). Data shown in Table 2 also reflect the influence of soil texture upon crop water stress and productivity. Sites G and E have soils with coarse and fine texture, respectively. During the wet year (1993) they had similar productions, while during the drier year (1994) site G had a 12% yield reduction compared to site E. Other factors that played an important role in the determination of yields were soils with shallow bed-rock due to inappropriate soil leveling and poor emergence due to surface crusting (sites A,B and C).

Table 2. Fields, soil series, soil $\text{NO}_3\text{-N}$ content, corn grain yield, N uptake and biomass.

Year 1993 Field	Soil Series	PSNT (kg ha^{-1}) (0-30 cm)	PSNT (kg ha^{-1}) (0-120cm)	PMNT (kg ha^{-1}) (0-120cm)	Grain yield t ha^{-1}	Biomass t ha^{-1}	N uptake (kg N ha^{-1})
G	Tornabous	131b	330 b	44 c	14.97a	26.27a	354 a
E	Comelles	75b	185 b	49 c	14.93a	26.91a	345 a
F	Comelles	180a	511a	290 a	12.63b	23.28ab	275 b
D	Comelles	91b	220 b	190 b	11.95b	19.84bc	241 bc
C	Castellserà	94b	249 b	240 b	10.80c	20.34bc	238 bc
A	Comelles	86b	235 b	401 a	10.25c	17.07c	201 c
B	Castellserà	95b	226 b	348 a	8.19d	16.87c	180 c
Year 1994 Field	Soil Series	PSNT (kg ha^{-1}) (0-30cm)	PSNT (kg ha^{-1}) (0-120cm)	PMNT (kg ha^{-1}) (0-120cm)	Grain yield t ha^{-1}	Biomass t ha^{-1}	N uptake (kg N ha^{-1})
E	Comelles	359ab	512 ab	47 b	12.62 a	20.66a	216 bcd
K	Sarsenit	244ab	383 ab	69 b	11.68 ab	19.10abc	211 bcd
G	Tornabous	335ab	511 ab	73 b	11.32 b	20.64a	237 ab
J	Linyola	187b	310 b	61 b	10.78 b	17.32bc	177 d
H	Comelles	273ab	419 ab	335 a	10.03 c	16.69c	206 cd
F	Comelles	357ab	615 a	116 b	9.79 cd	20.21a	263 a
C	Castellserà	266ab	450 ab	84 b	8.72 d	19.45ab	232 abc

Within columns, means followed by the same letter are not significantly different at the 0.05 significance level.; PSNT: Soil $\text{NO}_3\text{-N}$ at V4-6 ; PMNT: Soil $\text{NO}_3\text{-N}$ at physiological maturity.

Soil nitrate concentration

Correlations between nitrate soil content at V6 stage (PSNT) in the top of soil and 120 cm depth were high. (Figure 1), with 60% of soil $\text{NO}_3\text{-N}$ localized in the surface 30 cm of the soil. Nitrate content variability in different soil sites and years was also high, oscillating between 185 and 615 $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$.

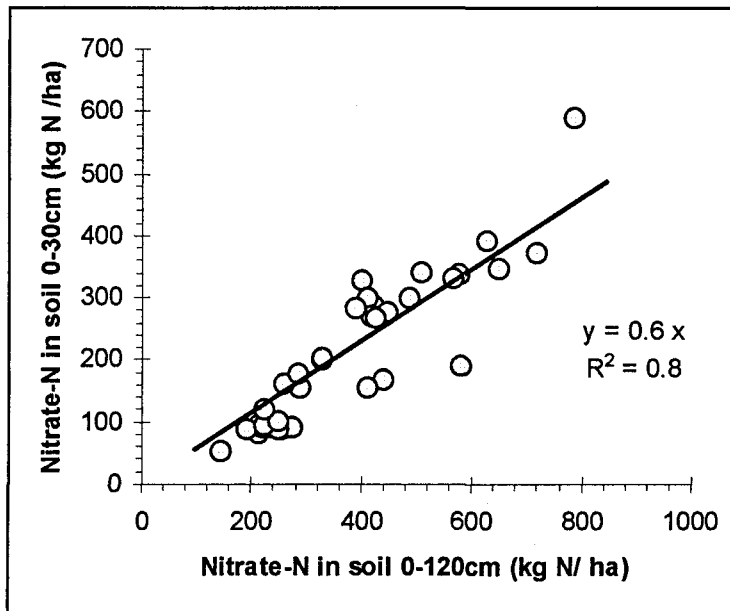


Figure 1. Relationship between nitrate content in top (0-30cm) soil and total depth soil (0-120cm) at V6 stage.

Minimum $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration in the top 30 cm of the soil at crop stage V6 was 75 kg N ha^{-1} ($17 \text{ mg NO}_3 \text{ kg}^{-1}$) in site E (1993) (Table 2). Total soil profile $\text{NO}_3\text{-N}$ content (0-120 cm) in the same site was 185 kg N ha^{-1} at V6, final grain yield was 14.93 t ha^{-1} and total aboveground N uptake was 345 kg N ha^{-1} . According to data from Fox et al. (1989) and Magdoff (1988), critical $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration above which there was no response to N fertilizer oscillated between 95 to 140 kg N ha^{-1} (21 and $31 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$). This means that in all sites but site E, available N in the soil was not restricting for crop growth. However, crop performed very well in site E, reflecting other nitrogen inputs into the system.

Results from mass balance calculations yielded net nitrogen inputs into the system as high as 210 kg N ha^{-1} (Table 2). Irrigation water rich in nitrates is common in some areas and time-periods in the Urgell Channels, delivering as much as 90 kg N ha^{-1} in some cases (Ferrer et al.,

1997). Net N mineralization, may be of importance in this area, due to the presence of fluventic soils, soil temperature and the alternation of dry and wet periods in the soil as a result of the irrigation management in the area .

Stalk nitrate concentration

Table 3 shows the results obtained in the survey. On average, basal stalk nitrate concentration at V6 stage was 28.2 g NO₃-N kg⁻¹ in 1993 and 14.5 g NO₃-N kg⁻¹ in 1994. According to Iversen et al., (1985) basal stalk concentration between 11 and 16 g NO₃-Nkg⁻¹ at V6 stage were sufficient to achieve optimum yields. MacClenahan and Killorn (1988) established a critical level between 9 and 17.8 g NO₃-Nkg⁻¹ at V6 growth stage. In 1993, all surveyed fields had levels higher than the reported critical levels, while there were some differences in 1994. At V6 stage, nitrate concentration in the stalk reflected prevalent conditions that favored N uptake during the vegetative period. In 1993, higher rainfall and water availability enhanced N uptake and accumulation of nitrates in the stalk, compared to 1994.

Table 3. Basal stalk nitrate concentration at several stages of development in 1993-94 survey.

1993 Field	Nitrate content at V6 stage (g NO ₃ -N kg ⁻¹)	Nitrate content at tasseling (g NO ₃ -N kg ⁻¹)	Nitrate content at physiological maturity (g NO ₃ -N kg ⁻¹)
G	35.75 b	13.45 cd	1.10 d
E	21.55 c	9.30 d	12.20 bc
F	59.25 a	22.90 a	25.45 a
D	22.05 c	18.25 abc	7.30 c
C	17.35 c	16.65 bc	7.30 c
A	23.00 c	20.85 ab	10.30 bc
B	18.30 c	20.50 ab	15.50 b

1994 Field	Nitrate content at V6 stage (g NO ₃ -N kg ⁻¹)	Nitrate content at tasseling (g NO ₃ -N kg ⁻¹)	Nitrate content at physiological maturity (g NO ₃ -N kg ⁻¹)
E	7.43c	2.10 d	0.13 c
K	14.03b	5.90 cd	7.33 b
G	17.69ab	18.40 ab	4.07 bc
J	10.68c	23.60 a	8.27 ab
H	11.14c	8.00 cd	13.85 a
F	17.15ab	12.83 bc	4.03 bc
C	23.61a	12.93 bc	6.93 b

Within columns, means followed by the same letter are not significantly different at the 0.05 significance level

Optimum nitrate concentrations in corn stalks at maturity were reported by Binford et al (1990), as a value between 0.25 and 1.8 g NO₃-N kg⁻¹. The results of the survey show much higher levels in all fields except in cornfield G in 1993. Survey results at maturity also showed high N availability for the crop in most of the fields according to Blackmer and Schepers (1994). Also in 1994, the results show very high values except for the field with highest yields (E cornfield). At maturity, lower nitrate levels found in the stalk could be associated to good crop performance and N translocation from the stalk to the grain.

Stalk Total N concentration

A similar trend was observed for total N concentration data in the stalk (Table 4). Significant correlations were derived between stalk nitrate and total N concentration in both years and for the three sampling moments (Data not shown). In 1994, total N concentrations at V6 stage were lower than in 1993 due to the effect of water stress on N uptake during the vegetative

period. At tasseling and maturity, N concentration in the stalk is the consequence of N translocation from the stalk as well as N uptake during that period. As observed with stalk nitrate concentration, higher yields where corresponded with lower N concentration in the stalk. Worst performance sites all had total N concentrations above 0.7%.

Table 4. Stalk total nitrogen concentration at several stages of crop growth.

1993 Field	Total Nitrogen content at V6 stage (%)	Total Nitrogen content at tasseling (%)	Total Nitrogen content at physiological maturity (%)
G	3.43 b	0.70 c	0.32 c
E	3.95 a	0.64 c	0.66 ab
F	3.70 ab	1.27 ab	0.87 a
D	2.72 d	0.99 cb	0.50 bc
C	2.48 d	1.01 bc	0.49 bc
A	2.91 cd	1.23 ab	0.61 b
B	3.30 bc	1.58 a	0.65 ab

1994 Field	Total Nitrogen content at V6 stage (%)	Total Nitrogen content at tasseling (%)	Total Nitrogen content at physiological maturity (%)
E	2.32 d	0.37 c	0.47 b
K	3.61 ab	0.71 b	0.68 ab
G	3.43 ab	0.80 b	0.75 ab
J	2.93 c	0.84 b	0.61 ab
H	3.76 a	1.06 a	0.71 ab
F	3.26 bc	0.75 b	0.84 a
C	3.61 ab	0.78 b	0.73 ab

Within columns, means followed by the same letter are not significantly different at the 0.05 significance level

Relationship between N uptake, grain yield and soil NO₃-N vs. stalk nitrate and N concentration.

V6 STAGE

Plotting the relationship N uptake vs. stalk nitrate-N at V6 stage and applying the Cate-Nelson technique, a stalk concentration of 28 g NO₃-N kg⁻¹ minimized data-points in the lower right and upper left quadrants (Figure 2), the probability of correctly predicting would still be 89%. This critical level is higher than the intervals proposed by Iversen (1985) and McClenahand (1988). The correlation between stalk nitrate content at V6 and grain yield showed a similar critical levels than N uptake. The application of Cate-Nelson technique to the 1994 data, given

a critical level of $16 \text{ g NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ according with the boundaries proposed by Iversen (1985) and McClenahan (1988). The probability of correctly predicting would still be 67%. The reason would be based in the 1994 yield, dose to that obtained buy these researchers in the USA.

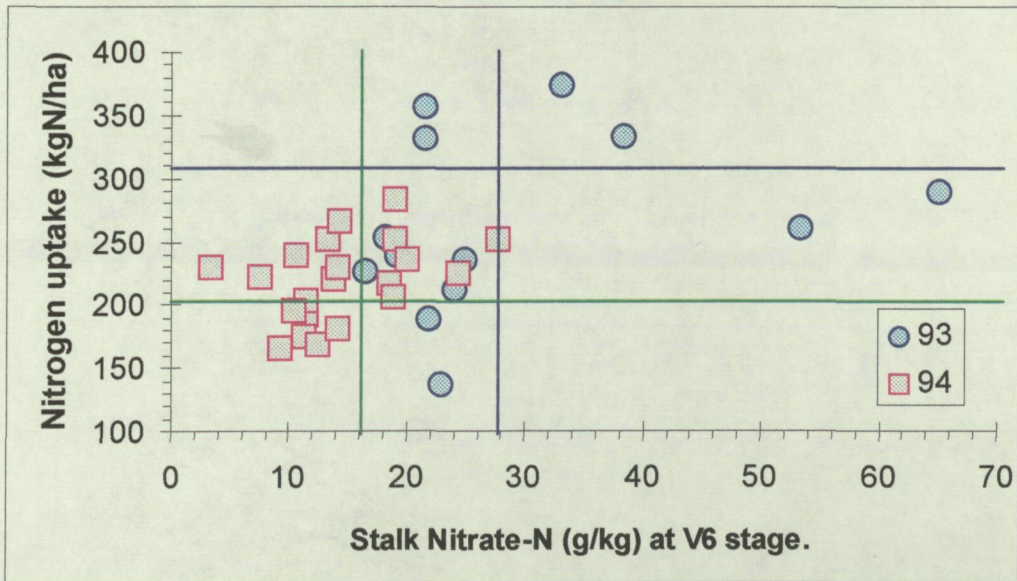


Figure 2. Relationship between stalk nitrate concentration at V6 stage vs. Nitrate-nitrogen uptake by corn.

The relationship between nitrate-N in soil vs. Nitrate and N concentration in cornstalk do not show any correlation, due to the effect of high disponibility of N in the soil profile.

Applying the Cate-Nelson technique to the graph relating grain yield and N uptake vs. stalk nitrogen in 1993, a critical interval for corn stalk N concentration between 3.4-3.6 % was identified (Figure 3).

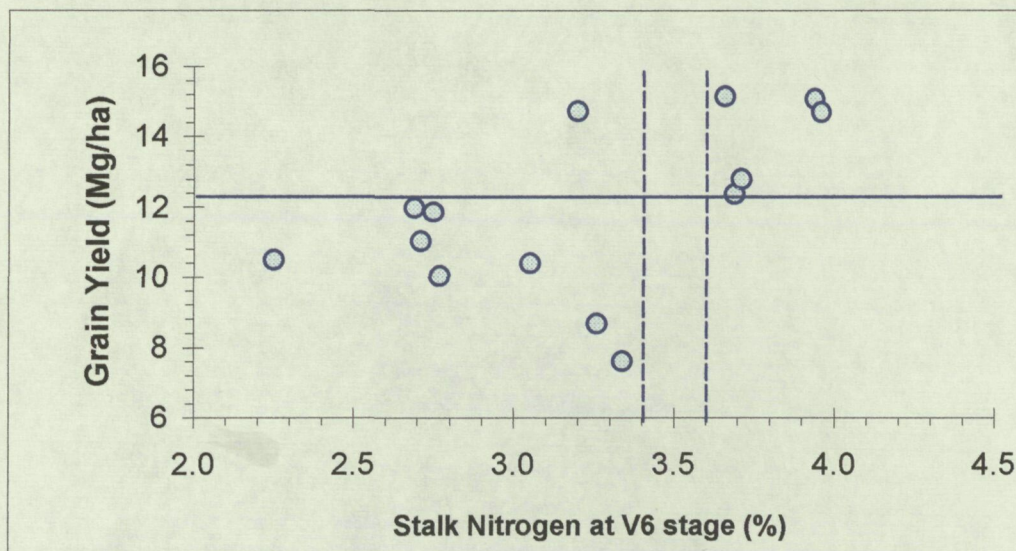


Figure 3. Relationship between grain yield vs. stalk nitrogen concentration at V6 stage in 1993.

TASSELING:

Stalk nitrate and N concentrations at tasseling showed high dispersion, observing an inverse correlation with grain yield. Probably, higher growth was corresponded with higher N translocation to the grain and yield. This tendency is more apparent in 1993, where growth and translocation was not restricted by water stress (Tables 2,3 and 4).

MATURITY:

The most important discrepancies between the observed results and the experiments from other researchers were restricted to the relation between soil $\text{NO}_3\text{-N}$ levels and cornstalk.

At the end of the cycle, in the physiological maturity stage, it is possible to measure nitrate concentrations below $1.8 \text{ g NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ within the parcels (table 3). That value was proposed by Binford (1990) as the critical level for the discrimination of parcels without excess of

available N. These concentration have been obtained for a wide $\text{NO}_3\text{-N}$ interval (20-130 mg $\text{NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ (table 2). Due to this fact the method is considered good enough for the detection of the excess of applied nitrates. It probably indicates a good translocation of the uptaken N in this part of the plant.

3.4 Conclusions

Cornstalk $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration at V6 stage would be a good predictor to nitrogen uptake and corn production. A critical level for high production and nitrogen uptake is 28 mg $\text{NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ and for medium grain yield and nitrogen uptake is 16 mg $\text{NO}_3\text{-N kg}^{-1}$.

Stalk nitrate and total N concentration at physiological maturity only provide information weather N translocation and grain filling performed without the incidence of other limiting factors like water stress.

Corn stalk nitrate concentration at physiological maturity does not appear to be an accurate predictor of soil N availability. One of the causes for this failure, may be loss of N through leaching and N inputs from other sources that are not accounted in the soil $\text{NO}_3\text{-N}$ test, like net N mineralization and N delivered with the irrigation water.

3.5 References

Blackmer, T.M., Schepers, J.S. 1994. Techniques for monitoring crop nitrogen status in corn. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 25, 1791-1800.

Binford, G.D., Blackmer, A.M., El-Hout, N.M. 1990. Tissue Test for Excess Nitrogen during Corn production. *Agron. J.* 82:124-129.

El-Hout, N.M., Blackmer, A.M. 1990. Nitrogen status of corn after alfalfa in 29 Iowa fields. *J. of Soil and Water Cons.* 45, 115-117.

Ferrer, F., Villar, J.M., Villar, P., Aran, M. 1997. Impacto del nitrógeno presente en el agua de riego en la zona regable del canal d'urgell. XV Congreso Nacional de Riegos. Comunicaciones. DARP. Generalitat de Catalunya. 241-248.

Fox, R.H., Roth, G.W., Iversen, K. V., Piekielek, W.P.. 1989. Soil and Tissue Nitrate Tests Compared for Predicting Soil Nitrogen Availability to Corn. *Agron. J.* 81: 971-974.

Frank, K.D. 1989. Residual soil NO₃-N. Variability, sampling, interpretation and effect on corn yield. 1989 North Central Extension Industry Soil Fertility Conference, November 8-9, 1989, pp: 108-121.

Iversen, K.V., Fox, R.H., Piekielek, W.P.. 1985. The relationships of nitrate concentrations in young corn stalks to soil nitrogen availability and grain yields. *Agron J.* 77: 927-932.

McClenahan, E.J., Killorn, R.. 1988. Relationship between basal corn stem nitrate N content at V6 growth stage and grain yield. *J. Prod. Agric.* 1: 322-326.

Mills, H.A. 1980. Nitrogen specific electrodes for soil, plant and water analysis. *J. Assoc. off. Anal. Chem.* 63: 797-801.

Schepers, J.S., Francis, D.D., Ferguson, R.B., Lohry, R.D. 1990. Comparison of early season stem nitrate and leaf total nitrogen concentrations across corn hybrids. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 21 1381-1390.

Villar, P., Villar, JM., Stockle, C.O., Ferrer, F., Aran, M. 1999. A survey of soil and water nitrate content of commercial cornfields on irrigated soils. *Sometido a Evaluación.*

Capítulo 3. Optimización de la fertilización nitrogenada en maíz en suelos calcáreos en el área regable por los Canales de Urgell.

4. CAPÍTULO 3. OPTIMIZACIÓN DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN MAÍZ EN SUELOS CALCÁREOS EN EL ÁREA REGABLE POR LOS CANALES DE URGELL.

4. Optimización de la fertilización nitrogenada en maíz en suelos calcáreos en el área regable por los Canales de Urgell.

Resumen

Se ha realizado una experiencia de campo para analizar la respuesta del maíz (*Zea mays* L.) a la aplicación de fertilizante nitrogenado. El manejo del nitrógeno puede ser más eficiente (producir mayor rendimiento en los cultivos y menor impacto ambiental) si se experimenta en condiciones de campo y se utilizan técnicas analíticas de apoyo. Mejorar el uso de fertilizantes nitrogenados en la nutrición del cultivo del maíz en la zona regable por los Canales d'Urgell, ha sido objeto de estudio en los últimos años. En el área regable de los Canales de Urgell, se siembran aproximadamente cada año unas 20.000 ha de maíz de un total de aproximadamente 70.000 ha que riegan los citados canales. Las aportaciones medias de nitrógeno que realizan los agricultores al cultivo del maíz, varían normalmente entre los 300 y los 400 kg N ha⁻¹.

El sistema de riego es por superficie con producciones que oscilan entre los 7 y 15 Mg ha⁻¹ según el tipo de suelo y la pluviometría anual. La producción media se considera de 11 Mg ha⁻¹.

En relación a la contaminación por nitratos, según un estudio realizado por la Comunidad General de Regantes del Canal de Urgell, la concentración de nitratos en los acuíferos de la zona en los últimos 18 años ha aumentado en 22 ppm. La Comarca de El Pla d'Urgell se ha designado como zona vulnerable en relación a la contaminación de nitratos procedentes de fuentes agrarias. (Decreto 283/1998, DOGC).

El ensayo se realizó en un suelo perteneciente a la Serie Tornabous (Herrero et al., 1993), de textura franco-arenosa, clasificado como Xerochrept calcixerólico (SSS, 1992), de 1.2m de profundidad, de drenaje muy rápido y con una capa de gravas al final del perfil del suelo. Se seleccionó este tipo de suelo al presentar a priori una capacidad de lixiviación de nitrógeno superior a la de suelos de textura más fina. La finalidad es evaluar la necesidad del fraccionamiento de la fertilización nitrogenada en la zona.

La parcela presentaba en salida de invierno (31 de marzo) una concentración de nitratos de 12 ppm en el horizonte superficial y de 7 ppm para el promedio del perfil total del suelo (0-120cm). Se trata de una disponibilidad bastante baja comparada con el promedio detectado en la zona de 34 ppm en el horizonte superficial (LAF).

El diseño experimental fue en bloques al azar con tres tratamientos en pre-siembra y con tres repeticiones (0, 125, 250 kg N ha⁻¹). Posteriormente se aplicó una cobertera con 0 y 125 kg N ha⁻¹ a modo de split-plot.

Se realizaron medidas del contenido de nitratos en el perfil del suelo cada 30 cm de profundidad en salida de invierno antes de la FN de pre-siembra (PPNT), en el estadio V6 antes de la FN de cobertera (PSNT), en el estadio de polinización, en el estadio de llenado del grano y en el estadio de madurez fisiológica del cultivo.

Se midió la concentración de nitratos y nitrógeno total en la base del tallo en los estadios V6, polinización y madurez fisiológica. Finalmente se determinó el rendimiento en grano, el

contenido en nitrógeno total en grano y la absorción total de nitrógeno del cultivo.

La dosis óptima de abonado fue de 125 kgN ha^{-1} en pre-siembra para un rendimiento medio en grano de 10.9 Mg ha^{-1} .

No se observaron aumentos de producción ni de absorción de nitrógeno con las aportaciones en cobetera para niveles en el suelo superiores a $21 \text{ mg N-NO}_3 \text{ kg}^{-1}$ en el horizonte superficial.

4.1. Introducción

La respuesta productiva del maíz (*Zea mays* L.) a distintas aplicaciones de fertilizante nitrogenado se ha estimado en múltiples ocasiones, casi siempre para localidades y condiciones ambientales específicas. La dosis y el momento de aplicación de los fertilizantes nitrogenados son dos factores importantes en la eficiencia del nitrógeno (Jokela y Randall, 1989). Uno de los instrumentos disponibles y que deben favorecer la toma de decisiones sobre estos dos factores son los análisis del contenido de nitratos en el suelo.

El análisis de nitratos en presiembra (PPNT) fue propuesto por Magdoff et al. (1991) para evaluar las recomendaciones de fertilizante N en el este de EEUU. Los niveles críticos (valor a partir del cual no hay respuesta a la aplicación de fertilizante nitrogenado) establecidos fueron de 21 y 31 mg N-NO₃ kg⁻¹ para rendimientos promedio respectivos de 7.8 y 11.8 Mg ha⁻¹.

Fox et al., 1989, establecieron el PSNT como el método idóneo para establecer la fertilización nitrogenada en el Sur de Pensilvania. El nivel crítico de no respuesta fue de 25 mg N-NO₃ kg⁻¹ en el horizonte superficial. Blackmer (1992), también observó el nivel crítico entre 21 y 25 mg N-NO₃ kg⁻¹.

Spellman et al. (1996) encontraron en los análisis de suelos (PSNT) una herramienta excelente para el manejo del N en los regadíos semi-áridos de Colorado (EEUU). El nivel crítico de no respuesta se estableció entre 13-15 mg N-NO₃ kg⁻¹ (0-30cm).

Binford et al.(1992) determinaron la concentración crítica de nitratos en el suelo entre 23 y 26 mg N- NO₃ kg⁻¹ en los 30 cm superficiales cuando el maíz tiene una altura de entre 15 y 30 cm.

Además de los contenidos de nitratos en el suelos, otra herramienta de diagnóstico que se utiliza es el contenido de nitratos en la base del tallo. La concentración de nitratos en la base del tallo facilita información acerca de la disponibilidad excesiva de N (Blackmer y Schepers, 1994). El exceso de N durante la estación de cultivo puede determinarse usando la concentración de nitratos en la base del tallo después del estadio de madurez fisiológica. (Binford et al., 1990 y El-Hout et al., 1990). Cuando el nitrógeno es deficiente, los nitratos son transportados desde la zona basal al grano, durante el período de llenado del grano (Binford et al. 1990).

La concentración de nitratos en la parte basal del tallo, en el estadio V6 (6 hojas totalmente desarrolladas, Hanway, 1982) está altamente correlacionada con la disponibilidad de nitrógeno en el suelo (Iversen et al. 1985). Se han establecido relaciones entre el contenido de nitratos en el suelo y en la base del tallo en los estadios de cultivo V4 y V6, siendo un buen diagnóstico para establecer deficiencias (Frank,1989). No obstante otros estudios revelan la falta de relación entre las concentraciones en la base del tallo y la disponibilidad de nitrógeno en el suelo (Fox et al. 1989).

Los objetivos del estudio fueron (i) determinar la influencia del momento y la dosis de fertilizante nitrogenado en el rendimiento del maíz, (ii) evaluar los análisis de nitratos en el

suelo como elemento de diagnóstico, (iii) estimar la eficiencia en el uso del nitrógeno, y (iv) evaluar el análisis de nitratos y nitrógeno total en la base del tallo como herramienta complementaria en el diagnóstico de la disponibilidad de nitratos en el suelo.