



UNIVERSIDAD DE ALMERÍA
ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR

PROYECTO FIN DE CARRERA
INGENIERO TÉCNICO AGRÍCOLA
ESPECIALIDAD HORTOFRUTICULTURA Y JARDINERÍA

EVALUACIÓN DE UN PROTOCOLO DE MANEJO DE
LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN CULTIVO DE
PIMIENTO EN INVERNADERO

ALUMNO

Gema Cánovas Fernández

Almería, octubre 2011

DIRECTORES

D. Rodney B. Thompson

D. Rafael J. Baeza Cano

Agradecimientos

Quiero dar las gracias a mis tutores Rafael J. Baeza y Rodney Thompson, que me han ayudado mucho con sus experiencias y conocimientos a lo largo de todo este tiempo.

Agradecer a D. José Gabriel López Segura la oportunidad que me ha brindado de formar parte del Centro IFAPA La Mojonera.

A Milagros, Virginia, Antonia, Juani, Emilio, Paco, Carmen, Alicia, Tomás y a todo el equipo de Formación, que me habéis ayudado y animado día tras día para que este día llegase cuánto antes.

A mis padres, por todo el esfuerzo que habéis hecho para llegar hasta aquí, por vuestro apoyo en todo momento y sobre todo, por vuestra infinita paciencia. Por supuesto también a mi hermano y al resto de mi familia que habéis confiado en mí.

A mis amigos bastetanos y almerienses y a mi cuñada porque siempre estáis ahí.

Y por supuesto a Fran, quien durante el transcurso de este proyecto ha pasado de ser mi compañero de universidad a mi marido, ha estado a mi lado animándome y apoyándome incondicionalmente.

ÍNDICE	Página
INTERÉS Y OBJETIVOS	1
1. Justificación del estudio	1
2. Situación de Almería	1
3. Legislación	2
3.1. Programa de Actuación	3
4. Mejorar el manejo para reducir la concentración de nitratos	3
5. Objetivos.....	4
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	6
1. Introducción	6
1.1 Importancia del sector. Evolución de la superficie y producción de los cultivos hortícolas de Almería	6
1.2. Caracterización del sistema de producción hortícola en Almería	8
1.3. Agua de riego. Equipo para riego y fertirrigación	10
1.4. Características tecnológicas	11
1.5. Problemas y desafíos de la horticultura almeriense	11
2. Ciclo del Nitrógeno	12
3. Proceso de lixiviación de nitratos	13
4. Influencia de la agricultura en el proceso de lixiviación de NO₃⁻	16
4.1. Forma química	16
4.2. Tipo de abono	17
4.3. Dosis de fertilizante.....	18
4.4. Época de aplicación.....	21
4.5. Eficiencia de aplicación y de utilización por el cultivo	21
4.6. Influencia del riego y la lluvia	22
4.7. Influencia del tipo y manejo del cultivo.....	24
4.8. Influencia del tipo de suelo	25
5. El problema de los nitratos	25
5.1. Cómo afectan los nitratos en la salud humana	25

5.2. Los nitratos en el medio ambiente	27
6. Legislación vigente.....	31
6.1. Legislación específica Nitratos (internacional, nacional y autonómica)	31
6.1.1. <u>Nivel Europeo</u>	31
6.1.2. <u>Nivel estatal o nacional (España)</u>	36
6.1.3. <u>Nivel autonómico (Andalucía)</u>	38
6.2. Legislación relacionada con la calidad de agua y la contaminación ambiental	43
6.2.1. <u>Situación legislativa a nivel internacional</u>	43
6.2.2. <u>Situación legislativa a nivel europeo</u>	44
6.2.3. <u>Situación legislativa a nivel estatal</u>	45
7. Sistemas acuíferos ligados a la horticultura intensiva de la provincia de Almería.....	46
7.1. Caracterización de los Acuíferos Sur-Sierra de Gádor	47
7.2. Problemas encadenados del uso de las aguas subterráneas en el Campo de Dalías	53
7.2.1. <u>Uso del agua subterránea del Sistema acuífero Sur Sierra de Gádor- Campo de Dalías</u>	53
7.2.2. <u>Sobreexplotación</u>	56
7.2.3. <u>Salinización</u>	58
7.2.4. <u>Inundación</u>	59
7.2.5. <u>Contaminación</u>	59
7.3. Situación actual de la contaminación en acuíferos Campo de Dalías-Sierra de Gádor	60
7.3.1. <u>Fuentes potenciales de contaminación en los acuíferos del Campo de Dalías</u>	65
8. Soluciones al problema de los nitratos	66
8.1. Manejo del riego	67
8.2. Manejo del estiércol.....	68
8.3. Manejo del Nitrógeno.....	68
8.4. Monitorización de la concentración de nitratos en la solución del suelo	69

8.4.1. <u>Sondas de succión</u>	69
8.4.2. <u>Equipos analíticos portátiles</u>	71
MATERIAL Y MÉTODOS	73
1. Datos generales	75
1.1. Caracterización del invernadero	75
1.2. Material vegetal	75
1.3. Poda y entutorado	76
1.4. Caracterización del sistema de riego.....	76
1.5. Necesidades hídricas	77
1.6. Agua de riego	78
1.7. Cabezal de riego.....	78
1.8. Fertilización	79
1.9. Análisis de suelo.....	80
2. Métodos y equipos de medida	80
2.1. Tensiómetro. Medida del potencial osmótico del suelo	80
2.2. Sonda de succión. Obtención de extracto de suelo.....	81
2.3. Determinación de pH en disolución nutritiva y extracto de suelo	84
2.4. Determinación de Conductividad Eléctrica (C.E.) en disolución	85
nutritiva y extracto de suelo	
2.5. Métodos de análisis rápidos	87
2.5.1. <u>Reflectómetro</u>	87
2.5.2. <u>Método colorimétrico</u>	94
2.6. Determinación de los parámetros de calidad de fruto.....	97
2.6.1. <u>Peso</u>	97
2.6.2. <u>Perímetro</u>	97
2.6.3. <u>Longitud</u>	98
2.6.4. <u>Firmeza</u>	98
2.6.5. <u>Grosor De Pared</u>	99
2.6.6. <u>Contenido de azúcares solubles (°brix)</u>	100

RESULTADOS Y DISCUSIÓN	102
1. Descripción de los tratamientos	102
2. Aportes de N mediante fertirrigación	102
3. Determinación de solución nutritiva	104
3.1. Evaluación de métodos de determinación de nutrientes en solución nutritiva	105
3.1.1. <u>Reflectómetro</u>	105
3.1.2. <u>Método colorimétrico</u>	107
4. Determinación de nitratos en solución de suelo	108
4.1. Evaluación de métodos de determinación de nitrato en solución de suelo extraída mediante sondas de succión	114
5. Análisis de suelo	115
5.1. Contenido de nitratos en extracto saturado	115
5.2. Contenido de nitrógeno nítrico de suelo	116
6. Producción	116
7. Parámetros de calidad de fruto	117
8. Costes y tiempo empleado en cada determinación	120
9. Recomendación de manejo	120
CONCLUSIONES	122
BIBLIOGRAFÍA	123
ANEJO I	133

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

FIGURAS	Página
Figura 1. Evolución de la superficie de cultivo.	6
Figura 2. Comparación de superficies de cultivos (ha) entre las dos últimas campañas (2009 y 2010).	7
Figura 3. Comparación de la producción de cada cultivo hortícola (toneladas) entre las dos últimas campañas (2009 y 2010).	7
Figura 4. Ciclo del Nitrógeno. Fuente: La problemática de los nitratos y las aguas subterráneas.	12
Figura 5. Ejemplo ilustrativo del efecto de la dosis de N fertilizante sobre la producción, contenido de nitrógeno (N) en la planta, y de nitrógeno mineral en el suelo (datos obtenidos en maíz en California por Broadbent y Carlton, 1978 adaptado de Ramos y Ocio, 1992).	20
Figura 6. Componentes principales en el ciclo del agua en los suelos agrícolas.	22
Figura 7. Efecto de la dosis de fertilizante N aplicado y del volumen de agua que drena por el perfil del suelo sobre la masa de N lixiviada en un cultivo de maíz (extraído de Pratt, 1984).	23
Figura 8. Variables relacionadas con el manejo del agua y de la fertilización nitrogenada que influyen en el lavado de nitrato.	24
Figura 9. Nitrato en agua de consumo humano.	26
Figura 10. Designación de las zonas vulnerable en EU-27.	33
Figura 11. Zonas Vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de la agricultura.	36
Figura 12. Portada Programa de Actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en Andalucía.	40
Figura 13. Hoja de fertirrigación.	41
Figura 14. Mapa de zonas vulnerables de Andalucía.	42

Figura 15. Mapa de las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos en la provincia de Almería (Decreto 36/2008).	47
Figura 16. Sistema Acuífero de la Sierra de Gádor y Cuencas Marginales.....	48
Figura 17. Esquema Hidrogeológico del Sistema Sur Sierra de Gádor-Campo de Dalías.....	49
Figura 18. Sección de corte hidrogeológico del Campo de Dalías en 2002.	49
Figura 19. Esquema Hidrogeológico del Sistema Sur Sierra de Gádor-Campo de Dalías.....	50
Figura 20. Evolución del bombeo anual (1965-2000), en millones de m ³ /a (hm ³ /a), de los acuíferos del Campo de Dalías.....	51
Figura 21. Esquema hidrogeológico del Campo de Dalías y del borde meridional de la Sierra de Gádor.....	52
Figura 22. Demanda de agua por actividades y sectores.....	53
Figura 23. Esquema de principales contaminaciones actuales en los acuíferos del Campo de Dalías.....	55
Figura 24. Sobreexplotación.....	56
Figura 25. La evolución piezométrica en algunos sondeos de la unidad Balerma-Las Marinas.....	57
Figura 26. Variaciones del nivel del agua en los principales acuíferos del Campo de Dalías	58
Figura 27. Proceso de intrusión marina.	58
Figura 28. Humedal Cañada de Las Norias.....	59
Figura 29. Mapa de isovalores de concentración de nitratos mmol NO ₃ ⁻ l ⁻¹ en el acuífero superficial del Campo de Dalías.	63
Figura 30. Evolución del nivel y de parámetros químicos en varios sondeos de la Unidad de Balerma-Las Marinas.	64
Figura 31. Evolución de las concentraciones de Cl ⁻ y NO ₃ ⁻ en el sondeo de explotación del acuífero de la "Escama de Balsa Nueva" Periodo 1980-2000.	64

Figura 32. Fuentes potenciales de contaminación en el Campo de Dalías.....	65
Figura 33. Diseño experimental.....	73
Figura 34. Detalle de instalación de sonda de succión.....	74
Figura 35. Esquema del ensayo.....	75
Figura 36. Detalle del cultivo de pimiento.....	76
Figura 37. Detalle marco de plantación.....	77
Figura 38. Sistema de inyección.....	78
Figura 39. Tanques.....	78
Figura 40. Sondas de C.E. y pH.....	79
Figura 41. Programador de riego.....	79
Figura 42: Detalle de tensiómetros.....	81
Figura 43. Detalle de sonda de succión.....	82
Figura 44. Apartar arena.....	83
Figura 45. Hacer agujero.....	83
Figura 46. Añadir agua.....	83
Figura 47. Insertar sonda.....	83
Figura 48. Botella y acople.....	83
Figura 49. Hacer vacío.....	83
Figura 50. Recoger muestras.....	83
Figura 51. Detalle bomba manual.....	84
Figura 52. Medición de pH.....	84
Figura 53. Detalle de medidor de C.E.....	86
Figura 54. Elementos del reflectómetro Reflectoquant de Merck.....	88

Figura 55. Elementos del reflectómetro Reflectoquant de Merck.	88
Figura 56. Detalle código de tiras analíticas.	90
Figura 57. Detalle del proceso de medición mediante reflectómetro.	91
Figura 58. Detalle del proceso de desmontado del adaptador de varillas.	94
Figura 59. Kit método colorimétrico. Aquamerck (Merck KGaA).....	94
Figura 60. Colocar las muestras sobre el comparador desplazable.	96
Figura 61. Determinación visual de la muestra sobre el comparador.	96
Figura 62. Detalle de Balanza.....	97
Figura 63. Detalle toma de medida de perímetro de fruto.....	97
Figura 64: Detalle toma de medida de longitud de fruto.	98
Figura 65. Detalle penetrómetro modelo FT 327.	98
Figura 66. Detalle toma de medida de firmeza en fruto.	99
Figura 67. Detalle calibre Vernier Caliper.	99
Figura 68. Refractómetro PAL-1 (ATAGO).	100
Figura 69. Tiras de pimiento.	101
Figura 70. Licuadora.	101
Figura 71. Refractómetro.	101
Figura 72. Cantidad acumulada de nitrógeno en forma de nitrato aportado mediante el abonado a lo largo del ciclo de cultivo expresada en $\text{kg de NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$	102
Figura 73. Cantidad acumulada de nitrógeno en forma de amonio aportado mediante el abonado acumulado a lo largo del ciclo de cultivo expresado en $\text{kg de NH}_4^+ \text{ ha}^{-1}$	103

Figura 74. Cantidad acumulada de nitrógeno total aportado mediante el abonado acumulado a lo largo del ciclo de cultivo expresado en kg de N ha ⁻¹	103
Figura 75. Concentración de NO ₃ ⁻ (mmol.l ⁻¹) determinado en solución nutritiva de ambos tratamientos a lo largo del ciclo de cultivo, expresado éste en DDT (Días Después del Trasplante), que tiene lugar el día 11-08-08.....	104
Figura 76. Concentración de NH ₄ ⁺ (mmol.l ⁻¹) determinado en solución nutritiva de ambos tratamientos a lo largo del ciclo de cultivo, expresado éste en DDT (Días Después del Trasplante), que tiene lugar el 11-08-08.	104
Figura 77. Relación entre la concentración de NO ₃ ⁻ (mmol l ⁻¹) determinado con reflectómetro y en laboratorio acreditado en soluciones nutritivas de ambos tratamientos.....	105
Figura 78. Relación entre concentración de a) Amonio, b) Calcio, c) Potasio y d) Fosfato determinados en soluciones nutritivas con el reflectómetro y los obtenidos en el laboratorio acreditado. Ecuación del modelo ajustado y R ²	106
Figura 79. . Relación entre concentración de NO ₃ ⁻ (mmol l ⁻¹) determinado con método colorimétrico y laboratorio acreditado en muestras de solución nutritiva. Ecuación del modelo ajustado y R ²	107
Figura 80. Relación entre concentración de NO ₃ ⁻ (mmol l ⁻¹) determinado con método colorimétrico y reflectómetro en muestras de solución nutritiva. Ecuación del modelo ajustado y R ²	107
Figura 81. Concentración de NO ₃ ⁻ (mmol l ⁻¹) en la solución de suelo extraída mediante sondas de succión en cada uno de los tratamientos y determinado mediante reflectómetro.	109
Figura 82. Concentración de nitrato (mmol l ⁻¹) en solución de suelo extraída mediante sondas de succión los dos sector o repeticiones de cada tratamiento... ..	110
Figura 83. Concentración de nitrato (mmol l ⁻¹) determinado mediante reflectómetro en cada una de las muestras de solución de suelo extraídas mediante sondas de succión en los dos sectores con Tratamiento Convencional (TC).. ..	111
Figura 84. Concentración de nitrato (mmol l ⁻¹) determinado mediante reflectómetro en cada una de las muestras de solución de suelo extraídas mediante sondas de succión en los dos sectores con Tratamiento reducido en Nitrógeno (TN).....	112

Figura 85. Relación entre concentración de NO_3^- (mmol l^{-1}) determinado con método colorimétrico y reflectómetro en muestras de solución de suelo. Ecuación del modelo ajustado y coeficiente de determinación R^2	114
Figura 86. Producción acumulada total y comercial obtenida en cada uno de los tratamientos y expresada en kg m^{-2}	117
Figura 87. Concentración de nitrato en muestras de fruto de cada uno de los tratamientos..	118
Figura 88. Peso de fruto fresco y conservado (g) determinado en cada tratamiento a la izquierda y a la derecha, pérdida de peso (g) que tiene lugar en los frutos conservados durante 10 días en una cámara frigorífica a 9°C en cada uno de los tratamientos.....	118
Figura 89. Firmeza determinada en fruto fresco y conservado por tratamientos (kg cm^{-2}).	119
Figura 90. Perímetro de fruto (mm) y longitud de fruto fresco (mm) a la izquierda,. A la derecha, concentración de sólidos solubles ($^\circ\text{brix}$) en fruto fresco y en fruto conservado.....	119

TABLAS

Tabla 1. Distribución de la superficie de invernadero campaña 2002/2003, campaña 2006/2007 y tasa de variación porcentual.	8
Tabla 2. Fechas máximas de cumplimiento legal de la DMA.....	35
Tabla 3. Ficha de exención de la masa de agua subterránea Campo de Dalías-Sierra de Gádor.	60
Tabla 4. Resultados análisis de agua de riego.	78
Tabla 5. Abonado (ppm) para cultivo de pimiento en invernadero.	79
Tabla 6. Aporte de abono durante el ciclo de cultivo (kg ha^{-1}).	79
Tabla 7. Valores de referencia del contenido de Nitratos en análisis de extracto saturado y de Nitrógeno Nítrico en análisis de fertilidad.....	80
Tabla 8. Valores de pH en muestras de solución nutritiva en ambos tratamientos.....	85

Tabla 9. Valores de pH en muestras de solución de suelo en ambos tratamientos.....	85
Tabla 10. Valores de C.E. (dS cm^{-1}) en muestras de solución nutritiva en ambos tratamientos.	86
Tabla 11. Valores de C.E. (dS cm^{-1}) en muestras de solución de suelo en ambos tratamientos.	86
Tabla 12. Características técnicas del reflectómetro (RQFlex, Merck).	89
Tabla 13. Rangos de medida y utilidades de las lecturas del reflectómetro.	90
Tabla 14. Características del reflectómetro RQFlex (Merck) útiles para la medición.....	93
Tabla 15. Cantidad total de nitrógeno aportado al cultivo en forma de N-NO_3^- , N-NH_4^+ y N total expresada en kg ha^{-1} para cada uno de los tratamientos.....	103
Tabla 16. Resumen del ensayo de soluciones nutritivas en el que se representan las ecuaciones de la recta de regresión, el coeficiente de correlación de los nutrientes analizados mediante test rápidos y laboratorio y los rangos de concentraciones de las soluciones nutritivas analizadas en laboratorio de cada nutriente.....	108
Tabla 17. Rango, mínimo, máximo, media (mmol l^{-1}) y coeficiente de variación (C.V.) (%) determinado en solución de suelo con reflectómetro.....	113
Tabla 18. Valores de contenido en extracto saturado de nitrato obtenidos en análisis de suelo (25 cm de profundidad) en cada uno de los tratamientos.	115
Tabla 19. Valores de contenido en extracto saturado de nitrato obtenidos en análisis de suelo (25 cm. de profundidad) en las repeticiones de cada tratamiento..	115
Tabla 20. Valores de concentración de nitrógeno nítrico de suelo obtenido en el análisis de fertilidad del suelo realizado al inicio y al final del ensayo en cada tratamiento..	116
Tabla 21. Producción total y comercial obtenida en cada uno de los tratamientos en cada recolección y expresada en kg.m^{-2}	117

Tabla 22. Costes de los equipos de determinación de nutrientes y de cada muestra en euros. Los precios que figuran en la tabla no incluyen I.V.A..... 120

Tabla 23. Tiempo de determinación de cada nutriente con cada uno de los equipos rápidos de medida, reflectómetro y colorímetro. 120

INTERÉS Y OBJETIVOS

1. Justificación del estudio

El Campo de Dalías, con 18.325 ha de cultivos bajo plástico (Sanjuan et. al 2007), constituye el área de mayor pujanza económica de la provincia de Almería. Actualmente los acuíferos de la comarca del Campo de Dalías presentan elevados niveles de contaminación por nitratos (Pulido 2005).

La contaminación de las aguas subterráneas está asociada al uso de fertilizantes nitrogenados. La presencia de altos niveles de nitrato en estas aguas las hace no potables, causando la enfermedad metahemoglobinemia, conocida como el síndrome del bebé azul, ya que disminuye la capacidad para transportar oxígeno de los glóbulos rojos en la sangre (García et. al 2006).

Un exceso de nitratos en la fertilización conlleva múltiples inconvenientes agronómicos ampliamente estudiados y que influyen en la calidad de fruto y planta, como pueden ser el ahuecado de frutos, aborto floral, menor resistencia a heladas, etc.

2. Situación de Almería

El área mediterránea acoge una de las mayores concentraciones de cultivos protegidos del mundo, con más de 400.000 hectáreas, siendo la segunda zona mundial en importancia, tras el área asiática. Esta superficie incluye estructuras de protección permanentes (invernaderos y macrotúneles) y no permanentes (acolchados y pequeños túneles).

España con una superficie total de 161.959 ha (MAPA, 1998) ocupa el primer lugar del área mediterránea dedicada a los cultivos protegidos, de las cuales, 48.749 ha son estructuras de protección permanentes (Cajamar, 2002).

En Almería se concentra el 80,5% de la superficie invernada de Andalucía con 26.300 ha. de cultivos hortícolas bajo invernadero CAP 2010.

El Campo de Dalías se integra dentro del denominado Poniente almeriense y constituye la comarca de mayor pujanza económica de la provincia de Almería. Este “milagro almeriense” se ha debido a un aprovechamiento intensivo de la potencialidad agrícola de la región, favorecida por la climatología y la aparente abundancia de aguas subterráneas.

La tecnología agrícola aplicada deriva del cultivo tradicional enarenado de la Alpujarra granadina en combinación con la modalidad de parral tradicional del sector de El Ejido, y mejorado sensiblemente durante los últimos años gracias a las constantes investigaciones agronómicas de los expertos que han trabajado en el sector. (Molina, L.; Pulido Bosch, A.; Vallejos, A.; Calaforra, J.M.; Navarrete, F. y Martín Rosales, W. et al 2000).

Actualmente los acuíferos de la comarca del Campo de Dalías presentan elevados niveles de contaminación por nitratos (Pulido 2005).

3. Legislación

De entre todas las medidas contempladas contra la contaminación por nitratos de origen agrario cabe resaltar las siguientes:

- Realización de un programa de muestreo y seguimiento de la calidad de las masas de agua afectadas.
- Desarrollo de un programa específico de formación y divulgación de prácticas adecuadas en el abonado nitrogenado en los cultivos, así como en la gestión de estiércoles y purines en las explotaciones ganaderas.
- Desarrollo de proyectos de investigación científica dirigidos a mejorar el conocimiento del nivel de nitrógeno en los sistemas agua-suelo-planta, como base para la toma de decisiones en la utilización correcta de los fertilizantes nitrogenados, y en la gestión de los residuos sólidos y líquidos de las explotaciones ganaderas.
- Puesta a disposición de los agricultores, en particular en las zonas designadas como vulnerables, de herramientas informáticas para el cálculo de las necesidades hídricas de los cultivos, que les permitan realizar una correcta programación de los riegos de sus parcelas y, con ello, hacer un uso más eficiente del agua, y así evitar los efectos de escorrentía y lixiviación. Esta medida se desarrollará en colaboración con los servicios locales de asesoramiento al regante.
- Elaboración de un programa de control y seguimiento de la eficacia de las medidas contra la contaminación por nitratos que tendrá en cuenta los resultados de los programas de muestreo y seguimiento de la calidad de las aguas, así como los resultados de las acciones de formación, divulgación, investigación y asesoramiento.
- Evaluación de la eficacia de las medidas contra la contaminación por nitratos, partiendo del programa de control y seguimiento, al menos cada año.

Dicha evaluación podrá dar lugar, en función de los resultados obtenidos, a una propuesta de revisión de las medidas contra la contaminación por estas sustancias y de las zonas vulnerables. Medidas contra la contaminación por nitratos de origen agrario Informe de Medio Ambiente (IMA) 2008.

3.1. Programa de Actuación

Los Programas de Actuación, tienen como objetivo prevenir y reducir la contaminación, para las distintas zonas afectadas. Estos incluyen obligatoriamente los períodos en los que está prohibida la aplicación de determinados tipos de fertilizantes; la determinación de la capacidad de almacenamiento del estiércol y las limitaciones de la aplicación de fertilizantes al terreno de forma compatible con prácticas agrarias adecuadas y teniendo en cuenta las características de la zona vulnerable: estado del suelo; tipo del suelo y pendiente; condiciones climáticas y necesidades de riego.

Para el cumplimiento de los Programas de actuación previstos en el Real Decreto 261/1996 se agruparon los términos municipales en las siguientes Áreas:

1. Valle del Guadalquivir (Sevilla)
2. Valle del Guadalquivir (Córdoba, Jaén)
3. Detrítico de Antequera
4. Vega de Granada
5. Litoral Atlántico
6. Litoral Mediterráneo

La provincia de Almería se sitúa en la zona Litoral Mediterráneo, contando con 12 Términos Municipales incluidos en zona vulnerable que abarcan prácticamente el 75% de la superficie invernada provincial: Abia, Almería, Bernabudux, Gádor, Huércal de Almería, Pechina, Rioja, Roquetas de Mar, Viator, Vícar, El Ejido y La Mojonera.

4. Mejorar el manejo para reducir la concentración de nitratos

Prácticamente el 100% de la superficie de cultivo intensivo de la provincia de Almería utiliza la fertirrigación mediante riego por goteo (Sánchez et al. 2001). Este sistema permite optimizar el consumo de agua y fertilizantes, pero si no se realiza un manejo adecuado se tiende a emplear fertilizantes en exceso, lo que da lugar a un aumento de salinidad del suelo, negativo para los cultivos.

Diversos estudios basados en la evaluación de las prácticas de manejo del riego y de la fertilización nitrogenada empleadas en el sistema almeriense, han demostrado que la lixiviación de nitratos que da lugar a la contaminación de las aguas subterráneas se debe a la fertilización nitrogenada excesiva, unida a la aplicación de riegos excedentarios (Thompson et al 2006, Lao et al. 2004).

En los últimos años se han desarrollado varios métodos que permiten monitorizar el estado nutritivo del suelo y del cultivo. Estos métodos analíticos permiten reducir las aplicaciones excesivas de fertilizantes, lo cual es importante en situaciones en las que la contaminación de acuíferos por nitratos es considerada un problema, como la que nos ocupa.

Para ello, estudios recientes basados en el uso de sondas de succión para controlar la concentración del NO_3^- dentro de unos valores determinados para cultivos hortícolas en suelo en invernaderos en Almería (Granados et al. 2007), utilizando sistemas de análisis rápido han demostrado ser efectivos para reducir las pérdidas de nitrato (Thompson et al. 2009).

Para el cultivo de pimiento dulce se establece un rango óptimo de la concentración de nitratos en la solución del suelo de 8-12 mmol L^{-1} (Granados et al. 2007).

El empleo de sondas de succión permite la obtención de muestras de solución de suelo para su posterior análisis nutritivo en laboratorio (Lao-Arenas et al, 1996). Sin embargo, los análisis de nutrientes requieren el envío al laboratorio supone esperar varios días para obtener resultados. La toma de muestras y su envío al laboratorio supone un esfuerzo extra para los agricultores y técnicos.

Para evitar esto existen sistemas portátiles de análisis de nutrientes, también llamados test rápidos, estos equipos permiten a los agricultores o técnicos analizar muestras de solución nutritiva aplicada o solución de suelo de una forma rápida y sencilla. En California ya se emplean sistemas portátiles de análisis de nutrientes en combinación con sondas de succión para controlar la concentración de nitratos del suelo como medio para reducir la lixiviación de nitratos en sistemas hortícolas intensivos (Hartz et al, 1994).

5. Objetivos

El objetivo general este trabajo es evaluar un protocolo que Granados et. al. (2007) han definido para optimizar el manejo de N y reducir las pérdidas de nitratos por lixiviación.

Los objetivos específicos de este proyecto son:

- Evaluación agronómica del protocolo para mantener la productividad y calidad de la cosecha y reducir el uso de fertilizantes nitrogenados.
- Evaluación de la viabilidad técnica del protocolo propuesto.
- Evaluación de los equipos empleados (exactitud, tiempo y facilidad de manejo).
- Ajuste de las pautas de manejo propuestas en el protocolo.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1. Introducción

1.1. Importancia del sector. Evolución de la superficie y producción de los cultivos hortícolas de Almería.

En Andalucía existen 32.700 ha de invernaderos, aunque esto supone solo el 1,1 % de la SAU de Andalucía, genera el 60 % de la producción andaluza de frutas y hortalizas, esto se traduce aproximadamente en un 25-30 % de la Producción Final Agraria (P.F.A.) de Andalucía.

La importancia del sector hortofrutícola almeriense se hace evidente con dos cifras, el 20 % de la población está ocupada en el sector agrario y supone el 20 % del Producto Interior Bruto provincial (Villalba Cabello F et al., 2009). En Almería se concentra el 80,5% de la superficie invernada de Andalucía con 26.300 ha de cultivos hortícolas bajo invernadero. Casi la mitad (48%) hacen doble cultivo. En la figura 1 se representa la superficie invernada de la provincia teniendo en cuenta que la mitad hacen doble cultivo. (Consejería de Agricultura y Pesca, 2010).

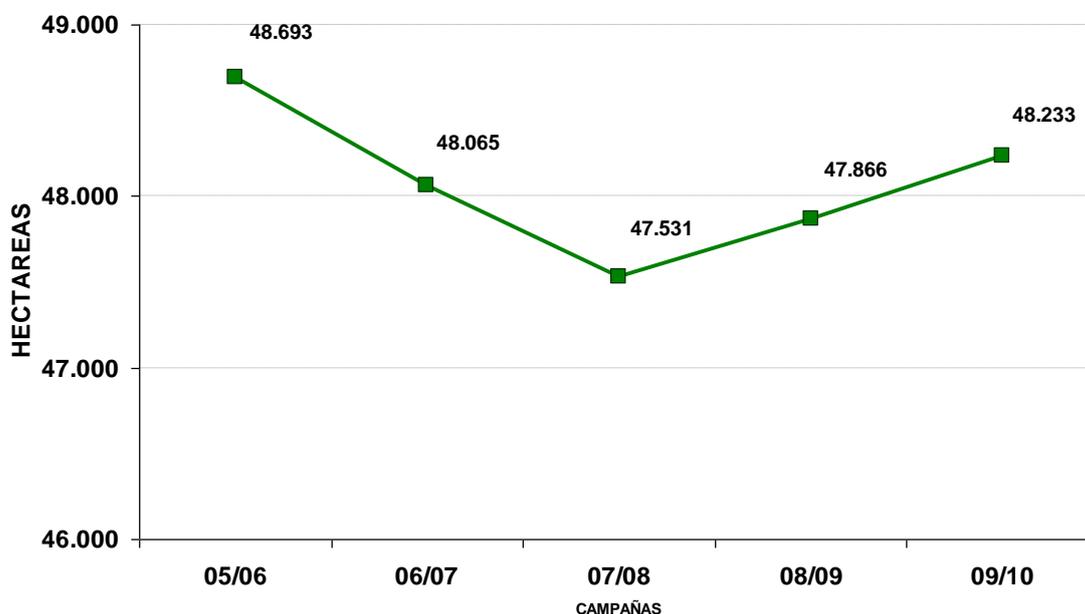


Figura 1. Evolución de la superficie de cultivo.
Fuente: Consejería de Agricultura y Pesca, 2010

Los principales cultivos son tomate, pimiento, calabacín, pepino, berenjena y judías verdes. En la siguiente gráfica se comparan las superficies de estos cultivos entre las dos últimas campañas, observándose pocas diferencias.

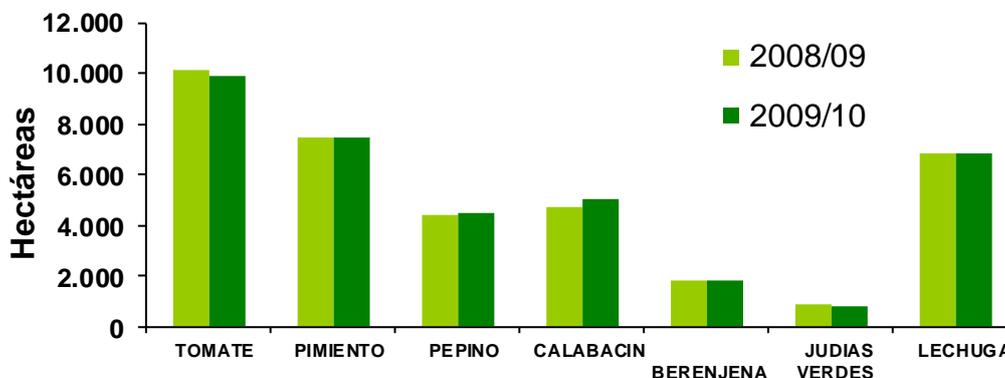


Figura 2. Comparación de superficies de cultivos (ha) entre las dos últimas campañas (2009 y 2010). Fuente: Consejería de Agricultura y Pesca, 2010

Avances de la campaña hortícola 2009/2010 de la Consejería indican una disminución de la producción con respecto al año anterior de 122.279 toneladas (4,2%), alcanzándose una producción de 2.759.260 t. Durante esta campaña se han obtenido mayores producciones de pepino y calabacín con respecto al año anterior, mientras que se reduce la producción de tomate. La reducción de la producción durante la primera mitad de la campaña ha sido consecuencia de la climatología.

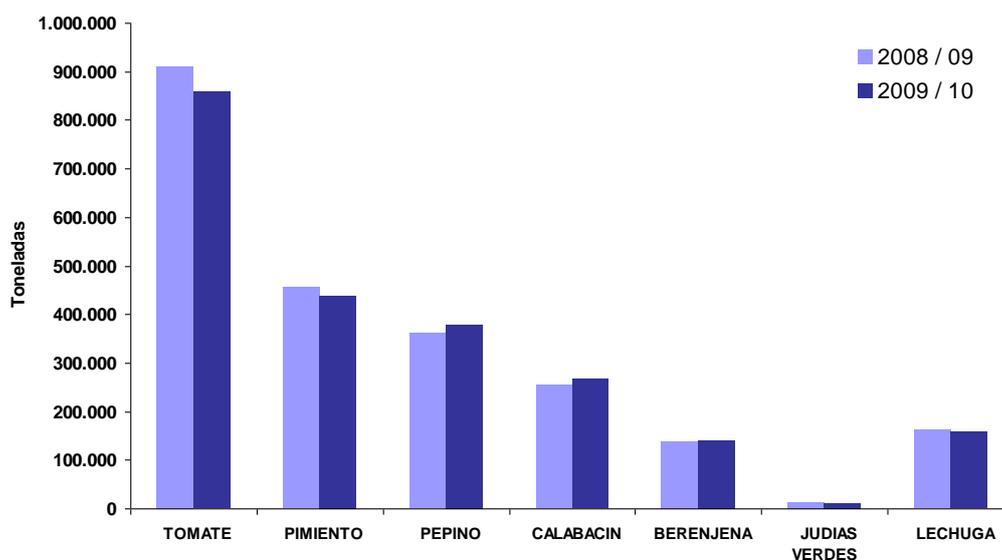


Figura 3. Comparación de la producción de cada cultivo hortícola (toneladas) entre las dos últimas campañas (2009 y 2010). Fuente: Consejería de Agricultura y Pesca, 2010

La superficie y su distribución municipal o comarcal utilizada fue la que se publicó en el «Estudio Multitemporal sobre la Evolución de la Superficie Invernada en la Provincia de Almería por Términos Municipales desde 1984 hasta 2004» de la FIAPA. En este estudio se determina una superficie invernada total en la provincia de Almería para la campaña 2002/2003 de 26.958 ha. Posteriormente en el año 2007 se publicó una actualización del trabajo anterior referido a la campaña 2006/2007. La distribución de la superficie invernada en los municipios más importantes según los mencionados estudios se recoge en la siguiente tabla:

Municipio	Sup. Invernada (ha) Campaña 2002/2003	Sup. Invernada (ha) Campaña 2006/2007	Variación
El Ejido	11.891	11.210	-5,7%
Níjar	3.693	3.850	4,3%
Almería	2.251	2.340	4,0%
Vícar	2.181	1.790	-17,9%
Roquetas de Mar	2.091	1.810	-13,4%
La Mojonera	1.452	1.230	-15,3%
Berja	919	1.070	16,4%
Adra	895	940	5,0%
Dalías	334	270	-19,2%
Pulpí	221	202	-8,6%
Cuevas de Almanzora	214	185	-13,6%
Viator	182	240	31,9%
Antas	175	40	-77,1%
Pechina	145	210	44,8%

Tabla 1. Distribución de la superficie de invernadero campaña 2002/2003, campaña 2006/2007 y tasa de variación porcentual. Fuente: Céspedes et al. 2009.

1.2. Caracterización del sistema de producción hortícola en Almería

El sistema productivo de la provincia de Almería se caracteriza por el empleo de estructuras de bajo coste, con reducido consumo de energía y mínima modificación del microclima generado bajo el invernadero. Descarta el carácter familiar, con una superficie media por explotación de 2,5 ha distribuida en 1,4 fincas. De la superficie total de la explotación, el 85% está ocupado por invernaderos, siendo la superficie media de cada uno 0,7 ha.

El modelo constructivo predominante es el parral (98% de la superficie de invernaderos) en sus diferentes variantes, entre ellas las dos más

destacadas, el parral multicapilla simétrico con casi un 60%, el parral plano con 33%. El 24,2% de la superficie invernada la forman invernaderos con una antigüedad mayor de 15 años. La altura media de los invernaderos está en 3,5 m en la raspa, esta medida se ha aumentado en los últimos años debido a mejoras de tipo microclimático y por las técnicas de manejo de cultivo. Se observa una tendencia a contruir invernaderos cada vez más altos, el invernadero medio ha pasado de 2,7m en invernaderos de más de 20 años a unos 4,2 m en los invernaderos construidos en los últimos 5 años.

En cuanto al material empleado para la cubierta el más utilizado es el Polietileno tricapa de 800 galgas (91,1%). Las mallas representan un 0,7% de la superficie cubierta, estos casos están localizados en la Comarca del Bajo Almanzora y en el municipio de Berja, en la Comarca de Dalías. El 21,8% de la superficie de invernaderos utilizan acolchado plástico.

Característica fundamental del sistema hortícola almeriense es el cultivo en suelo enarenado, este se crea incorporando al suelo una capa de 20 cm o más de espesor de tierra franco-arcillosa o franca, se incorpora el horizonte orgánico compuesto de estiércol (10 kg/m^2) y al final una capa de arena de entre 8 y 10 cm de espesor. En la campaña 1999/2000 esta técnica se utilizaba en el 69,3% de la superficie bajo plástico, mientras que en la campaña 2005/2006 este valor se redujo hasta el 23,5%. El cultivo en sustrato representa el 20,4% de la superficie.

El 41,3% de los productores son agricultores jóvenes (entre 18 y 40 años). Un 12,6% de los productores son mujeres. En cuanto a la formación de los productores el 66,5% han recibido algún tipo de formación reglada (EGB/ESO, Bachillerato, F.P. o C.F. o universitarios). Mediante cursos de formación institucional como son Cursos de Aplicador de Fitosanitarios (CAPF) o Curso de Incorporación a la Empresa Agraria (CIEA) obtienen una cualificación adecuada para realizar su actividad.

Existe un alto nivel de asesoramiento técnico, el 99,5% de los productores cuentan con asistencia técnica, este asesoramiento proviene fundamentalmente de la entidad comercializadora, del almacén de suministros o bien en algunos casos, de profesionales contratados directamente.

El productor se preocupa cada vez más por conocer las características químicas y físicas del suelo, así como las necesidades nutricionales que requiere el cultivo, la calidad del agua de riego y la presencia de residuos químicos. EL porcentaje de productores que realizan análisis de agua es del 70%, de suelo el 55%, de drenaje el 11,7%, de solución nutritiva el 8,8%, foliares el 4,9%, fitopatológicos el 2,5% y de residuos el 1,8% (estos dos últimos los suelen realizar las entidades comercializadoras).

La comercialización de los productos se realiza en fresco, a través de Cooperativas o Sociedades Agrarias de Transformación (S.A.T.) (58%) y de Alhóndigas o corridas (34%). Para conseguir calidad en la producción, las empresas hortofrutícolas almerienses implantan certificaciones de calidad como Producción integrada, Calidad Certificada, Producción ecológica, EUREPGAP, Naturane, UNE 155000:2005, BRC, Nature's Choice o SICAL y certificaciones del sistema de gestión como ISO 14001 o ISO 9001. Casi el 90% de los productores certifica su producción bajo alguna Norma de Calidad. (Céspedes et al. 2009).

1.3. Agua de riego. Equipo para riego y fertirrigación

El origen del agua de riego es mayoritariamente subterráneo (79,7% de las fincas), seguido en importancia por aguas superficiales (18,5%), aguas depuradas (7,2%) y agua desalada (2%). La gestión del agua de riego se realiza en un 79,5% de las fincas mediante Comunidades de Regantes, el resto (20,5%), de carácter privado (sondeos). Los dos sistemas más importantes de incorporación de fertilizantes son la abonadora (35,6%) y el programador (48,8%). El coste del agua de riego varía según municipio, pero se estima una media de 0,24 €/m³.

Otra característica del sistema productivo hortícola de Almería es el empleo generalizado de los sistemas de riego localizado (99,9% de la superficie de invernadero). El 100% de los invernaderos donde se realiza cultivo en sustrato utilizan goteros autocompensantes. En cambio en cultivos en suelo sólo encontramos este tipo de gotero en un 0,7% de la superficie de invernadero, en estos casos el más empleado es el gotero interlínea de laberinto. La antigüedad media de los goteros es de unos 7 años (Céspedes et al. 2009).

Aunque ha retrocedido la especulación en torno a las materias primas y el petróleo se ha abaratado, el coste de los fertilizantes se ha incrementado en torno al 17,5% durante la campaña 2008/09. Esta circunstancia ha llevado a los agricultores a optimizar la aplicación de estos insumos, reduciendo el consumo y realizando mayores aportes de materia orgánica. Aún así, la partida de fertilizantes se ha incrementado en un 16,8% en la estructura de costes (Pérez Parra J. et al. 2002).

Se ha acometido un proyecto de evaluación de instalaciones de riego localizado en la Comarca del Campo de Dalías por parte del Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica (IFAPA) de La Mojonera con el fin de caracterizar los regadíos, evaluar la uniformidad de distribución de las instalaciones y detectar posibles deficiencias. Los resultados obtenidos de las 80 instalaciones de riego evaluadas muestran que aproximadamente el 59% de las instalaciones no

alcanzan valores de Uniformidad de distribución superiores al 85% (Baeza R. et al. 2009).

1.4. Características tecnológicas

En el desarrollo del sector hortofrutícola almeriense no ha habido grandes incorporaciones tecnológicas, sino que ha sido una evolución gradual. Es un modelo de tanteo basado en el método de ensayo y error. Predomina la tecnología de bajo coste. Existe un amplio entorno tecnológico formado por instituciones privadas y públicas (empresas, IFAPA, Estación Experimental Cajamar, Universidad de Almería, etc.).

La tecnología ha contribuido a mejorar las condiciones de producción (adelanto de fecha de recolección) y a mejorar las condiciones de comercialización, adaptando los productos a demandas y necesidades de los consumidores (calibre, calidad, seguridad, sabor...). Entre las principales técnicas cabe destacar el enarenado, las cubiertas de plásticos (acolchados e invernaderos), los sistemas de riego por goteo, la utilización de semillas híbridas, las mejoras en la estructura de invernadero, los cultivos sin suelo y los cultivos hidropónicos, control climático de las explotaciones, etc.

Se produce un importante desarrollo de la industria auxiliar de la agricultura (actividades auxiliares de manipulación) de comercialización, de producción, transporte (Pérez Parra J. y Fernández M.D. 2002).

1.5. Problemas y desafíos de la horticultura almeriense

Durante la campaña 2005/06 los problemas más importantes para los productores fueron los bajos precios; la diferencia de precio entre origen y destino; la subida de los costes de producción; plagas y enfermedades; resistencias a fitosanitarios; la falta de coordinación y organización del sector; la contratación de mano de obra legal y experta; la política agraria; la entrada de productos de terceros países; la gran incertidumbre en el sector agrícola; las inclemencias meteorológicas; la mala calidad y escasez de agua; el gran endeudamiento de los agricultores; los problemas con los residuos agrícolas tanto de carácter orgánico, como inorgánico, con repercusiones medioambientales (Céspedes et al. 2009).

Las mejoras propuestas por los productores durante la misma campaña muestran algunas de las necesidades de la horticultura bajo abrigo de la provincia de Almería como mejorar la estructura de los invernaderos; la instalación de ventanas; incorporar un programador de riegos; el aumento de la superficie productiva; renovar la instalación de riegos; automatizar la ventilación; incorporar sistemas de climatización y calefacción (Céspedes et al. 2009).

2. Ciclo del Nitrógeno

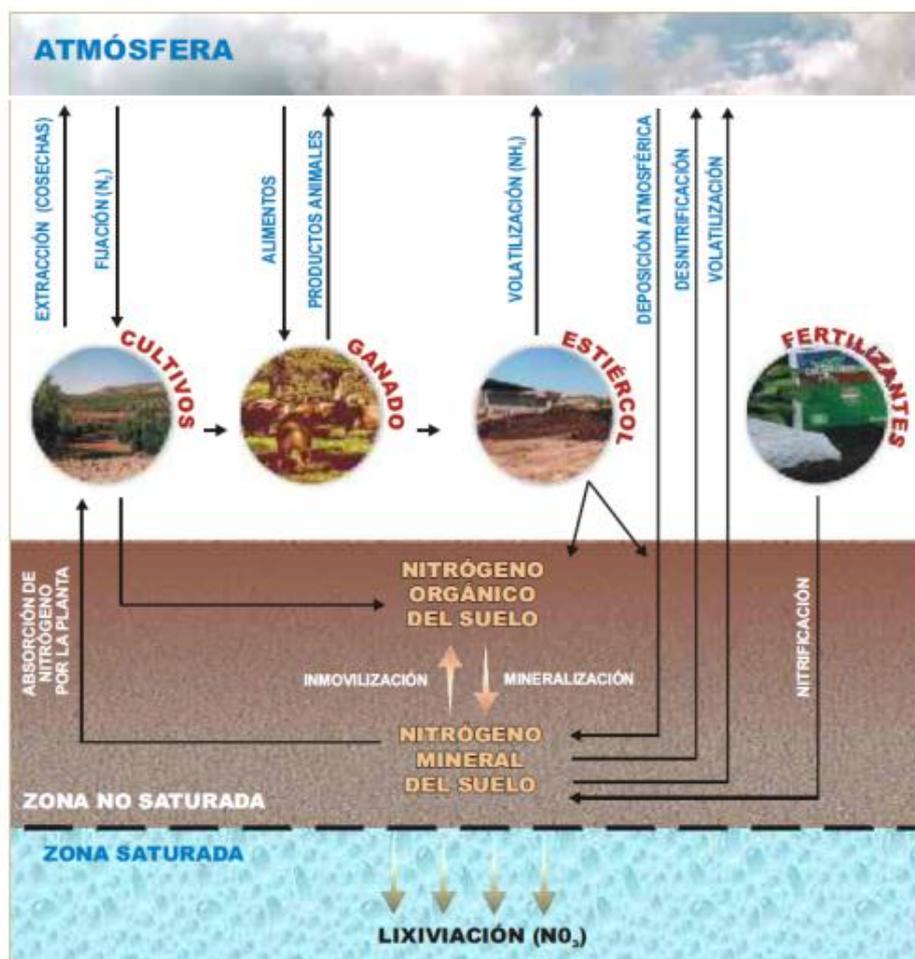


Figura 4. Ciclo del Nitrógeno. Fuente: La problemática de los nitratos y las aguas subterráneas. IGME, 2002

Los principales procesos que tiene lugar en el ciclo del nitrógeno y que se describen a continuación son:

- Absorción de nitrógeno por la planta, del que parte vuelve al suelo después de la cosecha (raíces, tallos,...) y es aprovechado o puede serlo por los cultivos de la siguiente cosecha.
- Mineralización, transformación del nitrógeno orgánico del suelo en amonio debido a la acción de los microorganismos mientras que la inmovilización es el proceso contrario. El balance entre ambos se denomina mineralización neta.
- Volatilización, emisión de amoníaco gaseoso desde el suelo a la atmósfera. Si los estiércoles no se incorporan al suelo, pierden una parte importante de nitrógeno que contienen en forma amónica.

- Nitrificación, transformación del amonio en nitrito y posteriormente en nitrato debido a la acción de las bacterias aeróbicas del suelo.
- Desnitrificación, conversión del nitrato en nitrógeno gaseoso, o en óxidos de nitrógeno.
- Deposición atmosférica, nitrógeno que en distintas formas contienen las precipitaciones procedentes de la lluvia.
- Lixiviación, arrastre del nitrato no aprovechado por debajo de la zona radicular a través de la lluvia o riego, produciendo la contaminación de las aguas subterráneas (IGME, 2002).

Las rocas son muy pobres en nitrógeno y su meteorización proporciona al suelo cantidades insignificantes de este elemento. Es la atmósfera terrestre, por su elevado contenido, la auténtica fuente de nitrógeno para el suelo. En los ecosistemas naturales, el paso del nitrógeno atmosférico al suelo puede hacerse por vías abióticas (arrastres de nitrógeno por aguas de lluvia y por la nieve) o biótica (numerosos microorganismos y vegetales superiores capaces de fijarlo, ya sea en condiciones simbióticas o no simbióticas).

En los agrosistemas hay otro origen del nitrógeno del suelo que corresponde a los aportes realizados con los fertilizantes nitrogenados, sea de origen orgánico, mineral o mixto. En la práctica el aporte de fertilizantes nitrogenados y la fijación biótica del nitrógeno atmosférico, representan el origen más importante del nitrógeno de los suelos cultivados (Urbano Terrón P. 2002).

3. Proceso de lixiviación de nitratos

La pérdida más importante de N al medioambiente es por lixiviación de nitratos, sin embargo, para que exista lixiviación de nitratos es necesario que se produzcan simultáneamente un exceso de nitratos en el suelo y un exceso de agua (Granados et al. 2007).

El lavado de nitrato de los suelos agrarios es la vía más importante por la que se exporta nitrógeno hacia las aguas superficiales y subterráneas. Las mayores pérdidas de nitrato, ocurren cuando hay una alta concentración de nitrato en el suelo y un elevado movimiento descendente de agua en el perfil, desplazamiento que está condicionado por efectos estacionales de las precipitaciones y el riego y que a su vez determinan el volumen de drenaje (Andreu J. et al. 2006).

Aunque los fertilizantes agrícolas aportan al suelo principalmente nitrógeno, fósforo y potasio, sólo el nitrato es importante como contaminante de las aguas subterráneas. Esto es debido a que su concentración en la solución del suelo es mucho mayor que la de fósforo y potasio, y su movilidad también. El transporte de los contaminantes hacia las aguas subterráneas lo realiza el agua de percolación profunda o drenaje; por esta razón, el balance hídrico de los suelos, y por tanto, el riego, es un factor muy importante (Ramos y Ocio, 1992).

El drenaje es inevitable por dos razones fundamentales: en la agricultura de regadío se requiere que una proporción del agua del suelo fluya más allá de la zona de las raíces para que así arrastre las sales del agua de riego que, de otro modo, se acumularían en el suelo hasta contaminarlo y, las lluvias pueden producir percolaciones de agua que están fuera de control del agricultor (Ramos, C. 1997).

Durante la época de riegos el drenaje es importante, lo cual indica un exceso en el aporte de agua al cultivo. Asimismo, aunque de menor intensidad, también puede apreciarse los procesos de drenaje desencadenados con las lluvias de otoño, invierno y primavera, durante la fase de intercultivo (Arauzo et al. 2003).

Uno de los objetivos prioritarios en la gestión sostenible de los ecosistemas agrarios debe ser la protección y conservación de los recursos hídricos. La infiltración en el terreno de aguas con alto contenido en nitrato, derivada del efecto combinado de una excesiva fertilización nitrogenada y unas prácticas de riego poco optimizadas o la llegada de las lluvias, contribuyen al deterioro de los mismos. Los procesos de drenaje combinados con la estimación periódica de la concentración de nitrato en la solución del suelo mediante cápsulas porosas de succión permiten determinar, en tiempo real, cuando se producen procesos de lixiviación de nitrato hacia el acuífero subyacente y en qué cantidad. Esta metodología es empleada en diversos estudios específicos en zonas vulnerables a la contaminación por nitratos (Díez, J.A. et al., 2005).

En horticultura, y especialmente en invernadero, hay más lixiviación de nitratos que en otros sistemas agrícolas, debido a los altos aportes empleados, a los elevados contenidos de materia orgánica en el suelo y a los riegos excedentarios en relación a la ETc (Dasberg, 1999-b). Su impacto ambiental puede ser notable, principalmente en los acuíferos superficiales y subterráneos. (Castilla, N. 2005).

Ensayos realizados en Murcia sobre la contaminación por nitratos en cultivo de pimiento bajo invernadero destaca la importancia de este problema. Estos estudios se han centrado en la fertilización nitrogenada, diferentes técnicas de cultivo (ecológico, integrado y convencional), balance de agua y

nitratos, niveles de lixiviación. Como conclusión se pone de manifiesto que los sistemas estudiados vierten al exterior cantidades considerables de nitratos y que la producción de pimientos era similar para los distintos tratamientos, incluso el tratamiento sin abonado nitrogenado. La explicación de cómo puede la planta mantener la producción y calidad de pimientos sin fertilización nitrogenada mineral estaría en la elevada capacidad de suministro del suelo (restituida sobre todo por el aporte anual de materia orgánica del estercolado) y la capacidad de adaptación de la planta a condiciones adversas, traslocando la mayor parte del nitrógeno disponible a los frutos, en detrimento del resto de los órganos vegetativos. La información precedente da pie a pensar que el establecimiento de dosis óptimas para el cultivo de pimiento y compatibles con el medio ambiente en cuanto a la lixiviación de nitratos, se puede realizar sin que ello implique necesariamente tener que sacrificar las producciones consideradas normales y que las dosis de abonado mineral nitrogenado utilizadas, en su mayoría, superan las cantidades necesarias para obtener una cosecha normal (Cánovas J., et al., 2003).

En muchos casos la dotación de riego es superior a las necesidades hídricas de la planta, pues no se conoce con certeza el caudal de los emisores y se tiende a regar generalmente en exceso aumentando el volumen de drenaje. La eficiencia del riego es la proporción del agua aplicada que se evapotranspira. Esta eficiencia depende del sistema de riego y del manejo que se haga del mismo. Los riegos localizados, como permiten mayor control en la dosis de agua aplicada y en la uniformidad de aplicación, pueden conseguir eficiencias de riego de 80-90%. (Ramos y Ocio, 1992).

La lluvia y el riego ejercen un importante papel, como vehículo de transporte a través de la zona no saturada y saturada de los compuestos de nitrógeno, en el problema de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas, siendo del máximo interés optimizar la eficiencia y uniformidad del riego, que a su vez está íntimamente relacionado con los métodos de irrigación que se empleen, para conseguir que las pérdidas por infiltración sean las mínimas (Blancas et al., 2001).

Ensayos llevados a cabo en cultivos de tomate se llega a la conclusión que durante las fases de pre y postrasplante se produce el mayor drenaje y lixiviado de nitratos. En estas fases se pretende crear un horizonte húmedo en la superficie del suelo, de forma que quede asegurada la disponibilidad de agua para las plántulas. En suelos de buena permeabilidad, esta práctica implica la humectación de buena parte del perfil edáfico y el drenaje del agua aplicada en exceso. En consecuencia, se favorece el lavado de los nitratos almacenados en el perfil y de aquellos que se aplicaron en el abonado de fondo, impidiendo su utilización por el cultivo y deteriorando la calidad del agua drenada (Vázquez et al., 2001).

4. Influencia de la agricultura en el proceso de lixiviación de NO_3^-

El efecto potencial del hombre sobre el ciclo del nitrógeno no es tanto cuantitativo como cualitativo. Las cantidades de nitrógeno movilizadas son relativamente pequeñas, pero pueden ir a parar a lugares del ciclo donde son especialmente perniciosas (Andreu J. et al., 2006).

Existen varias prácticas agrícolas que afectan a la lixiviación del nitrato. En relación al abonado, los aspectos a considerar son: dosis, forma química, tipo de abono (orgánico o mineral) y eficiencia de aplicación y utilización. Conviene recordar que el término «kg N» se refiere a lo que en ocasiones se denomina «Unidades Fertilizantes de Nitrógeno (UFN)», y no a los «kg de abono nitrogenado».

La respuesta de los cultivos al aporte de fertilizantes nitrogenados es muy variable con las condiciones climáticas, sinergias y antagonismos con otros nutrientes o estado general del suelo, técnicas de cultivo e, incluso, exigencias de la variedad cultivada (Urbano Terrón P. 2002).

4.1. Forma química

El nitrógeno fue descubierto como elemento químico independiente en 1772 por el químico y botánico escocés Daniel Rutherford (1749-1819), su símbolo químico es “N” y en su estado físico habitual es un gas incoloro, inodoro e insípido. Este elemento constituye el 78.03 % del aire de la atmósfera en el que se encuentra mayoritariamente en forma molecular (N_2) (Andreu J. et al., 2006).

Siendo el nitrógeno uno de los 16 elementos esenciales para las plantas (nutrientes que son imprescindibles para el crecimiento de las plantas), y además uno de los consumidos en mayor cantidad, no sólo se requiere para la obtención de proteínas sino que cualquier producción agraria lo requiere en cantidades importantes. La obtención de hidratos de carbono, grasas o fibra queda también limitada por la disponibilidad de nitrógeno para los cultivos (Andreu J. et al., 2006).

Los vegetales se nutren fundamentalmente de las formas minerales de nitrógeno del suelo y solamente en algunos casos pueden nutrirse, también, del nitrógeno libre que existe en la atmósfera exterior. La absorción directa de algunas moléculas orgánicas que contienen nitrógeno (aminoácidos, especialmente) es posible tanto por vía radicular como por vía foliar pero tiene escasa significación cuantitativa (Urbano Terrón P. 2002).

La forma química en la que se presenta el abono nitrogenado es muy importante para reducir la contaminación, ya que aquellos fertilizantes que se presentan en forma de nitratos tienen una gran movilidad, por lo que son fácilmente arrastrados por el agua de infiltración, en cambio, los compuestos amoniacales presentan menor movilidad (Ramos, C. 1996).

En el suelo existen muchos puntos con carga eléctrica negativa, sobre todo en las arcillas y en la materia orgánica; ésta es la razón por la que el nitrato, NO_3^- , al tener carga negativa, no se adsorbe en el suelo y es fácilmente arrastrado por el agua. El amonio, NH_4^+ , en cambio, se adsorbe mucho debido a su carga positiva y suele quedarse en los primeros centímetros del suelo, excepto en el caso de suelos muy arenosos, en los cuales también puede ser arrastrado por el agua a profundidades mayores. La urea, por el contrario, no tiene carga eléctrica, y mientras no se transforma en amonio es transportada fácilmente por el agua debido a su alta solubilidad y poca adsorción al suelo (Ramos y Ocio, 1992).

Los cultivos son capaces de absorber únicamente el que se encuentra en forma amoniacal o nítrica. A estas dos formas de nitrógeno les llamamos nitrógeno mineral y son generalmente las que aportan los abonos minerales. El análisis del Nitrógeno Mineral que hay en el suelo nos permite conocer la cantidad de nitrógeno mineral, nítrico y amoniacal, disponible para el cultivo en el momento en el que se realiza el muestreo. Este análisis aporta mucha información, pero es como una fotografía fija en un momento concreto (Irañeta J. et al. 2007).

4.2. Tipo de abono

El abonado orgánico mejora la fertilidad de los suelos porque aporta nutrientes y aumenta el contenido en materia orgánica y, así, mejora algunas propiedades físicas del suelo como su estructura, porosidad y capacidad de retención de agua. El contenido en N de los abonados orgánicos es muy variable, y depende en buena parte del tipo de estiércol y de la humedad que contenga. Si los estiércoles no se incorporan al suelo con una labor después de aplicarlos, las pérdidas de N por volatilización pueden ser del 20-50%; si se incorporan, éstas se reducen a menos del 10% (Ramos y Ocio, 1992).

Los abonos amoniacales o amónicos (con el N en forma de amonio) y la urea se transforman en nitrato con cierta rapidez si la temperatura y la humedad del suelo son adecuadas. Por ejemplo, en un suelo con humedad media y con una temperatura superior a los 20° C, más del 50% del amonio añadido con un fertilizante se puede haber transformado en nitrato en unas dos semanas, y éste puede lixiviarse si hay un exceso de lluvia o riegos.

Una diferencia importante de los abonos orgánicos en comparación con los minerales es que su nitrógeno no se encuentra totalmente disponible para la planta en el momento de su aplicación, ya que la planta absorbe el N en forma mineral (amonio o nitrato) mientras que en los abonos orgánicos el N existe en forma orgánica y mineral; la forma mineral más frecuente en los mismos es el amonio, que puede variar entre el 10 y el 70% del N total, mientras que nitrato apenas suele encontrarse (Ramos y Ocio, 1992).

Actualmente existen en el mercado diferentes grupos de fertilizantes nitrogenados. Por una parte están los fertilizantes convencionales tipo urea, nitrosulfato amónico, nitrato amónico. Por otra parte, las casas comerciales están desarrollando nuevos tipos de fertilizantes que "a priori" puedan mejorar los resultados productivos y tengan menos incidencias medioambientales, ya que están enfocados a evitar pérdidas gaseosas (volatilización y desnitrificación) y pérdidas por lixiviación, y en definitiva están enfocados a incrementar la eficiencia del fertilizante. Dentro de este último grupo se encuentran los fertilizantes de liberación lenta y fertilizantes estabilizados, aunque ensayos realizados por el ITGA con distintos tipos de nitrógeno han mostrado que la utilización tanto de fertilizantes de liberación lenta como de los estabilizados no mejora significativamente la producción en distintos cultivos de regadío con respecto a los fertilizantes convencionales. Además, estas nuevas categorías de fertilizantes tienen un coste económico más elevado, que hace que el Instituto Tecnológico del Gobierno de Aragón (ITGA) recomiende al agricultor decantarse por los fertilizantes convencionales más baratos (Irañeta J. et al. 2007).

En Almería se han realizados estudios que muestran que en general, los nitratos han sido la principal fuente de nitrógeno aportada con los fertilizantes, mientras que el amonio ha supuesto menos del 30% del nitrógeno aplicado con los fertilizantes. Esto queda demostrado al comprobar que los fertilizantes nitrogenados más empleados han sido el KNO_3 y el CaNO_3 (Martínez C.C., 2004).

4.3. Dosis de fertilizante

El exceso de fertilización nitrogenada en las prácticas agrícolas constituye una importante fuente de contaminación difusa que contribuye al aumento de la concentración de nitrato en las aguas superficiales y subterráneas. La precisión y dosificación de los fertilizantes, el manejo adecuado de los mismos y la optimización de los sistemas de riego, son aspectos que deben ser abordados a fin de minimizar los procesos de lixiviación de nutrientes hacia las reservas de agua (Ramos, C. 1996).

El uso del N debe ser razonado en función de la dinámica de este elemento en el suelo, compaginando los objetivos de máxima rentabilidad económica y mínimo impacto medioambiental. Para establecer un plan de fertilización nitrogenada de un cultivo, en primer lugar debemos conocer sus necesidades, su dinámica de absorción a lo largo de su ciclo y el nitrógeno aportado por el suelo. Con esta información podremos ajustar tanto las dosis como el momento idóneo de aplicación para conseguir una buena eficiencia. De ese modo aportaremos únicamente el nitrógeno que el cultivo demande y nos ahorraremos aplicar cantidades superfluas que nos hacen gastar dinero y causan contaminación. El análisis de Nitrógeno Mineral nos permite, al menos, tener una idea clara del punto de partida del suelo, saber si partimos de un suelo con pocas o muchas reservas de nitrógeno para el cultivo, lo que nos permitirá planificar la fertilización con mayor precisión y seguridad (Irañeta J. et al. 2007).

De forma general, los cultivos responden al abonado nitrogenado de manera decreciente, es decir, los aumentos de producción por unidad adicional de abono son grandes cuando las dosis son bajas y van disminuyendo a medida que éstas se hacen mayores, hasta llegar a unos valores a partir de los cuales los incrementos de abonado ya no producen un aumento de producción. Cuando la cantidad de N fertilizante aplicado excede a la que absorbe el cultivo suele haber una acumulación de nitrógeno mineral en el suelo que queda expuesto a ser lixiviado posteriormente. En la Figura 5. representan unos resultados experimentales obtenidos en California, con maíz, que ilustran este hecho; puede observarse que ni la producción de maíz ni el contenido de N en la planta aumentaron apenas cuando las dosis de N aplicado fueron superiores a unos 200 kg/ha; en cambio, el N mineral en el suelo después de la cosecha (lo que se denomina N «residual ») fue pequeño para dosis de N inferiores a los 150-200 kg N/ha, pero creció rápidamente para dosis mayores. Así pues, las pérdidas de nitrato por lixiviación aumentan considerablemente cuando las dosis de abonado sobrepasan unos ciertos valores críticos; estos valores suelen ser algo inferiores a los que producen las cosechas máximas (Ramos y Ocio, 1992).

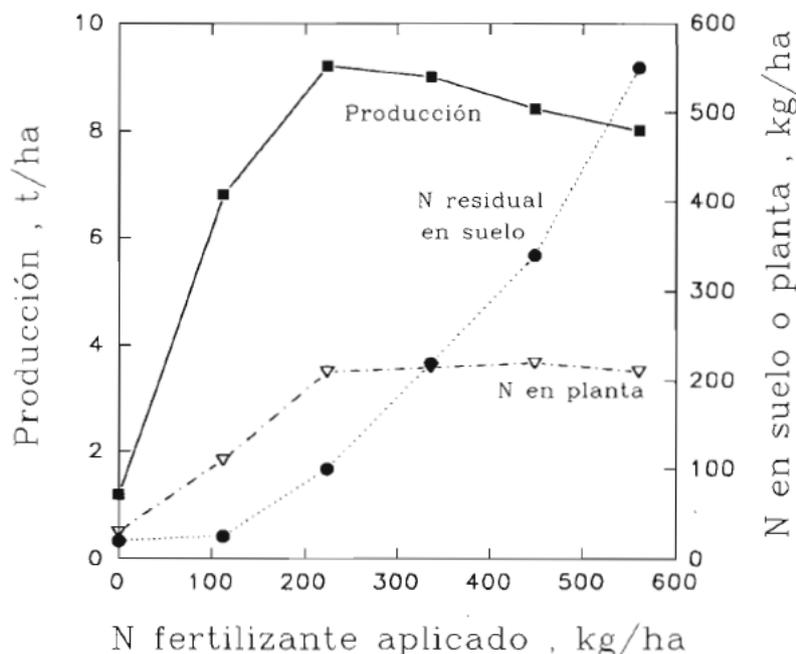


Figura 5. Ejemplo ilustrativo del efecto de la dosis de N fertilizante sobre la producción, contenido de nitrógeno (N) en la planta, y de nitrógeno mineral en el suelo (datos obtenidos en maíz en California por Broadbent y Carlton, 1978 adaptado de Ramos y Ocio, 1992).

La dosis crítica de abonado depende del cultivo, del N mineral presente en el suelo antes del abonado, del contenido en materia orgánica de los suelos y de otros factores, pero es aproximadamente de unos 200-300 kg N/ha para la mayoría de los cultivos hortícolas.

La demanda de nitrógeno por los cultivos es baja en la primera fase de crecimiento, aumenta mucho en la fase de desarrollo rápido y disminuye al llegar a la madurez (Ramos y Ocio, 1992).

Pueden estimarse unas necesidades medias del orden de 40 a 60 kg N/ha para los cultivos extensivos y de 150 a 200 kg/N/ha para los cultivos de regadío en la zona mediterránea (Urbano Terrón P. 2002).

Como dato orientativo, las extracciones aproximadas de N por un cultivo de pimiento con una producción de 40 t ha⁻¹ es de 180 kg ha⁻¹ (Castilla et al., 2005), hay que tener en cuenta que estos datos han sido obtenidos de fuentes muy diversas.

Las cantidades estimadas de nitrógeno aplicado con los fertilizantes no han sido muy superiores a las cantidades estimadas de nitrógeno extraído por los cultivos. Sin embargo, cuando se han tenido en cuenta fuentes adicionales de nitrógeno, tales como el nitrógeno mineralizado procedente de la materia orgánica (del estiércol o de la materia orgánica del suelo) o el nitrógeno mineral presente en el suelo al inicio del ciclo de cultivo, el aporte total de nitrógeno ha sido notablemente superior a la cantidad de nitrógeno extraída por el cultivo (Martínez, C.C. 2004).

4.4. Época de aplicación

Existen tres factores a tener en cuenta para definir la época de aplicación del fertilizante: la distribución temporal de las necesidades de la planta, el riesgo de pérdida de nitrógeno en cada época de aplicación y el coste económico que supone para el agricultor.

La mejor manera de ajustar las aplicaciones a las necesidades del cultivo es mediante el fraccionamiento del N en varias aplicaciones, ya que se consigue aumentar la eficiencia de uso del nitrógeno aplicado. En el caso de sistemas de riego localizado esto es muy sencillo ya que se puede inyectar directamente el abono en el agua de riego, por lo que son posibles tantos fraccionamientos como se desee (Andreu J. et al. 2006).

La época de reparto del N influye claramente en su aprovechamiento por las plantas (eficiencia), de modo que un reparto adecuado nos permitirá alcanzar el mismo rendimiento con una dosis de N más baja, es decir que un reparto eficiente reducirá la dosis (Irañeta J. et al. 2007).

4.5. Eficiencia de aplicación y de utilización por el cultivo

En el caso de cultivos hortícolas, la eficiencia de utilización del N por el cultivo aumenta considerablemente si, cuando las plantas son pequeñas, el abono se localiza cerca de ellas para que las raíces lo puedan absorber. Lo mismo es aplicable a los cultivos arbóreos cuando los árboles son pequeños.

La eficiencia de utilización del nitrógeno por las plantas también viene determinada por la profundidad del sistema radicular y por la capacidad de las plantas de absorber nitrógeno mineral cuando su concentración en el suelo es baja. Así, por ejemplo, los cereales tienen altas eficiencias de utilización, mientras que algunas plantas hortícolas como la lechuga, patata y espinaca, tienen eficiencias bajas (Ramos y Ocio, 1992).

Según Verheye, W. (2005), aproximadamente el 50 % del nitrógeno mineral aplicado al suelo mediante fertilizantes es absorbido por los cultivos en el primer año (aún menos en suelos arenosos), una pequeña cantidad es incorporada a la materia orgánica estable y será disponible más adelante. De forma que una parte importante se perderá, bien por volatilización o bien por lavado y acumulación en capas profundas del suelo o del subsuelo o en el agua freática (Andreu J et al., 2006).

4.6. Influencia del riego y la lluvia

La lluvia y el riego ejercen un importante papel, como vehículo de transporte a través de la zona no saturada y saturada de los compuestos de nitrógeno, en el problema de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas, siendo del máximo interés optimizar la eficiencia (fracción del agua aplicada que se evapotranspira) y uniformidad del riego, que a su vez está íntimamente relacionado con los métodos de fertirrigación que se empleen, para conseguir que las pérdidas por infiltración sean las mínimas (IGME, 2002).

El nitrato se transporta en el suelo disuelto en el agua y, por tanto, el drenaje o percolación profunda determinan en gran parte su lixiviación. Como el balance de agua en el suelo influye mucho en la lixiviación o lavado del nitrato, en la Figura 6. se representan los principales componentes. Es, pues, importante en la agricultura de regadío que el manejo del riego sea adecuado; para ello hay que reducir las pérdidas por percolación al mínimo, aunque no se deben suprimir totalmente para que así puedan arrastrar fuera de la zona radicular las sales del agua de riego, que de otro modo se acumularían hasta alcanzar niveles perjudiciales para el crecimiento de las plantas. La adición de sales al suelo con el riego es considerable; por ejemplo, el riego con agua con un contenido normal de sales de 0,5 g/l y una dosis anual de 10.000 m³/ha aporta una cantidad de sales igual a 5.000 kg/ha/año (Ramos y Ocio, 1992).

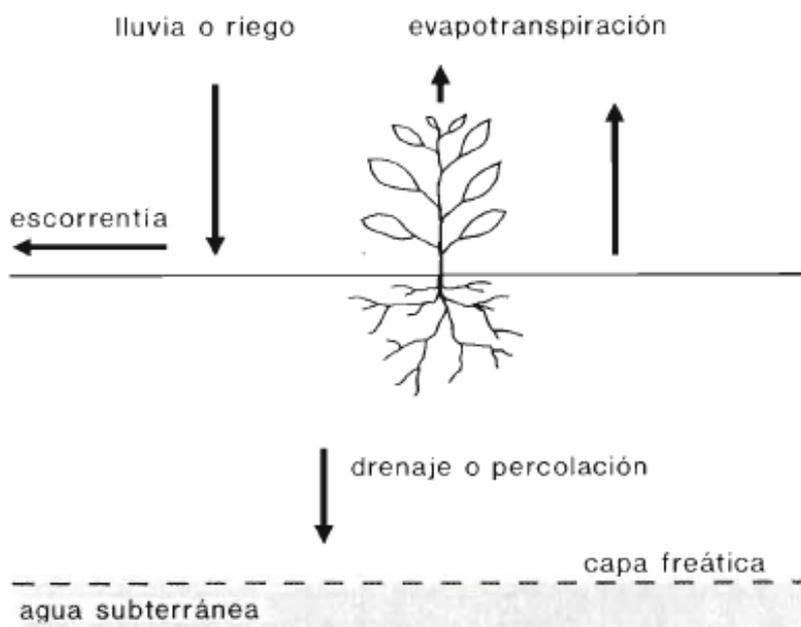


Figura 6. Componentes principales en el ciclo del agua en los suelos agrícolas.
Fuente: Ramos y Ocio, 1992.

Las lluvias de invierno, si son abundantes y de intensidad adecuada, pueden producir una lixiviación de sales (incluido el nitrato) importante. Para reducir en lo posible las pérdidas de agua por percolación, además de la aplicación de las dosis de riego adecuadas hace falta que la uniformidad del riego sea alta, ya que, en caso contrario, aun empleando una dosis de riego correcta, unas partes de la parcela podrían recibir un exceso de agua y otras quedarse con déficit. Normalmente, la uniformidad de aplicación en los riegos de superficie (inundación, surcos, etc.) es menor que en los riegos por aspersión y los localizados (goteo y microaspersión). En muchos casos la eficiencia de riego no sobrepasa el 60%: es decir, un 40% del agua aplicada en el riego no es empleada en evapotranspiración del cultivo, sino que se pierde como escorrentía y/o como percolación profunda (Ramos y Ocio, 1992).

El riego y lluvia afectan directamente al drenaje y por tanto, al lavado. Las variaciones en la distribución de las lluvias y la evapotranspiración de una estación a otra y de un año a otro, afectan al lavado de nitrato (White, 1988). En zonas áridas y semiáridas, con agricultura de regadío, es frecuente que se produzca una acumulación de N mineral en primavera y verano, que es la época de riegos y abonados, y un lavado del perfil durante el otoño e invierno, dependiendo de la cantidad de las precipitaciones.

Tanto la dosis de N aplicada como el volumen de agua de riego afectan de forma importante al lavado de nitrato (Figura 7)

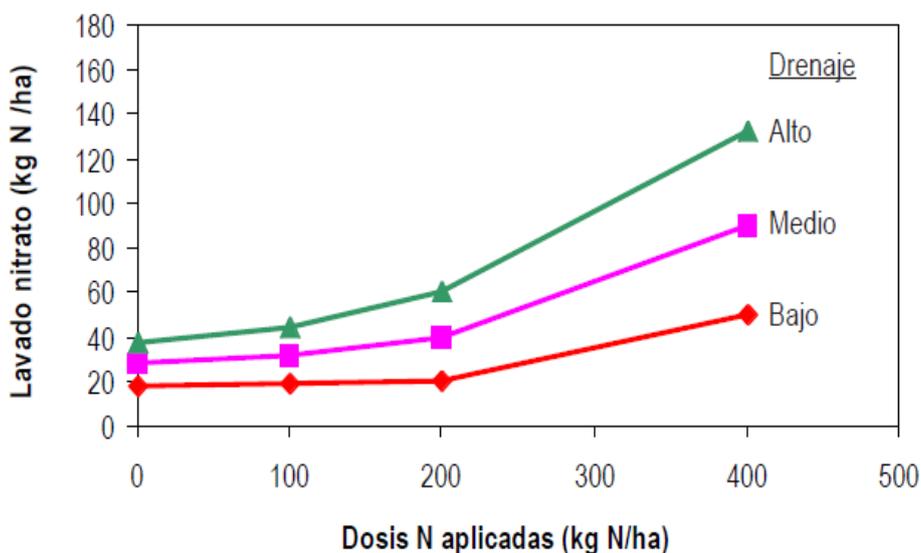


Figura 7. Efecto de la dosis de fertilizante N aplicado y del volumen de agua que drena por el perfil del suelo sobre la masa de N lixiviada en un cultivo de maíz (extraído de Pratt, 1984). Fuente: Andreu J. et al. 2006

Un manejo óptimo del riego implica aplicar la cantidad de agua que el cultivo necesita y cuando el cultivo lo necesita y siempre teniendo en cuenta las características del suelo (figura 8).

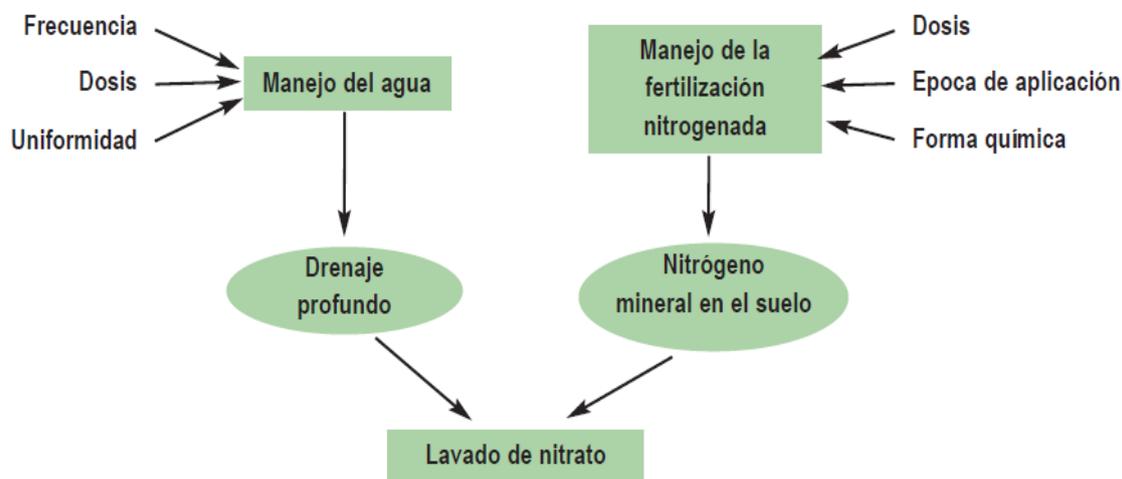


Figura 8. Variables relacionadas con el manejo del agua y de la fertilización nitrogenada que influyen en el lavado de nitrato (Lidón, 1994). Fuente: Andreu J. et al. 2006.

Para el establecimiento del manejo óptimo del riego se hace necesario conocer las necesidades de agua del cultivo, las necesidades de lavado, la eficiencia del riego, la capacidad de retención de agua del suelo, el asesoramiento al regante a tiempo real y la influencia del tipo de cultivo (Andreu J. et al. 2006).

4.7. Influencia del tipo y manejo del cultivo

Las pérdidas de nitrato por lavado están muy relacionadas con el tipo de uso del suelo. Así, se ha observado que, en general, estas pérdidas aumentan en la secuencia: sistemas forestales, praderas (sin pastoreo), cereales, cultivos extensivos de regadío y cultivos hortícolas. Los cultivos hortícolas suelen tener pérdidas importantes de nitrato porque normalmente requieren dosis altas de abonado y son poco eficientes en su utilización. También es frecuente que después de la cosecha queden en el campo residuos vegetales con altos contenidos en nitrógeno, que pueden convertirse fácilmente en nitrato éste ser lavado (Ramos y Ocio, 1992).

Además de los factores citados, otros aspectos pueden incidir en menor grado en el riego de lavado de nitrato de los suelos. Entre ellos pueden destacarse la profundidad de raíces, el ciclo del cultivo y el manejo de los residuos de la cosecha. Los cultivos de menor profundidad radicular tendrán mayor riesgo de lavado debido al menor volumen de suelo explorado por las raíces y su menor capacidad de absorción de agua en profundidad. El manejo

de los residuos en el terreno también puede influir, ya que estos producen una inmovilización del nitrato del suelo al descomponerse, disminuyendo el riesgo potencial de lavado (Andreu J. et al. 2006).

4.8. Influencia del tipo de suelo

Los suelos poco profundos tienen un mayor riesgo de lavado de nitrato que los suelos profundos, debido a su menor capacidad de retención de agua y a necesitar riegos frecuentes. Los suelos ricos en materia orgánica, aumentan su capacidad de retención de nitrato y por tanto, presentan un menor riesgo de lavado de nitrato que los suelos pobres en materia orgánica (Andreu J. et al. 2006).

Las dos características de los suelos que más influyen en la lixiviación del nitrato son la textura y el contenido en materia orgánica. Los suelos arenosos tienen menos capacidad de retención de agua y por tanto una misma cantidad de agua aplicada penetra a mayor profundidad en un suelo arenoso que en uno arcilloso; esto hace que la lixiviación tienda a ser mayor en los suelos arenosos. Por otra parte, los suelos con más materia orgánica suelen mineralizar más nitrógeno y tener mayores pérdidas de nitrato por lixiviación (Ramos y Ocio, 1992).

5. El problema de los nitratos

La aportación de grandes cantidades de nitrógeno reactivo a los suelos y a las aguas puede tener consecuencias nocivas para el medio ambiente. Además, la contaminación de las aguas por nitratos es un problema que puede afectar al agua de consumo humano y provocar serios riesgos sanitarios (Fraidías Amarillo J., 2008).

5.1. Cómo afectan los nitratos en la salud humana

El nitrato, como sustancia de origen natural, se encuentra como componente de los alimentos, en los productos cárnicos, lácteos, verduras, cereales y frutas y a excepción de algunos tipos de verduras (remolacha, apio, lechugas y espinacas entre otras), las concentraciones en las que se presenta son muy bajas (IGME, 2002).

Solo una pequeña parte del nitrato en el cuerpo procede del agua que bebemos. Es improbable que la toma de nitratos por el consumo de vegetales cause problemas de salud, porque solo una pequeña cantidad de este nitrato es transformada en nitrito (Lenntech).

En los lactantes, en los que la acidez del estómago suele ser normalmente muy baja, proliferan bacterias que reducen el nitrato a nitrito. En determinadas circunstancias se puede convertir la hemoglobina en metahemoglobina, reduciendo así la cantidad de oxígeno que se transporta en la sangre. Como resultado, las células no tienen suficiente oxígeno para funcionar adecuadamente en el organismo. Este síndrome es conocido como metahemoglobinemia o “síndrome del bebé azul”, ya que la deficiencia de oxígeno causa una coloración azulada en la piel del bebé (Departamento de Servicios de Salud de California 2006).

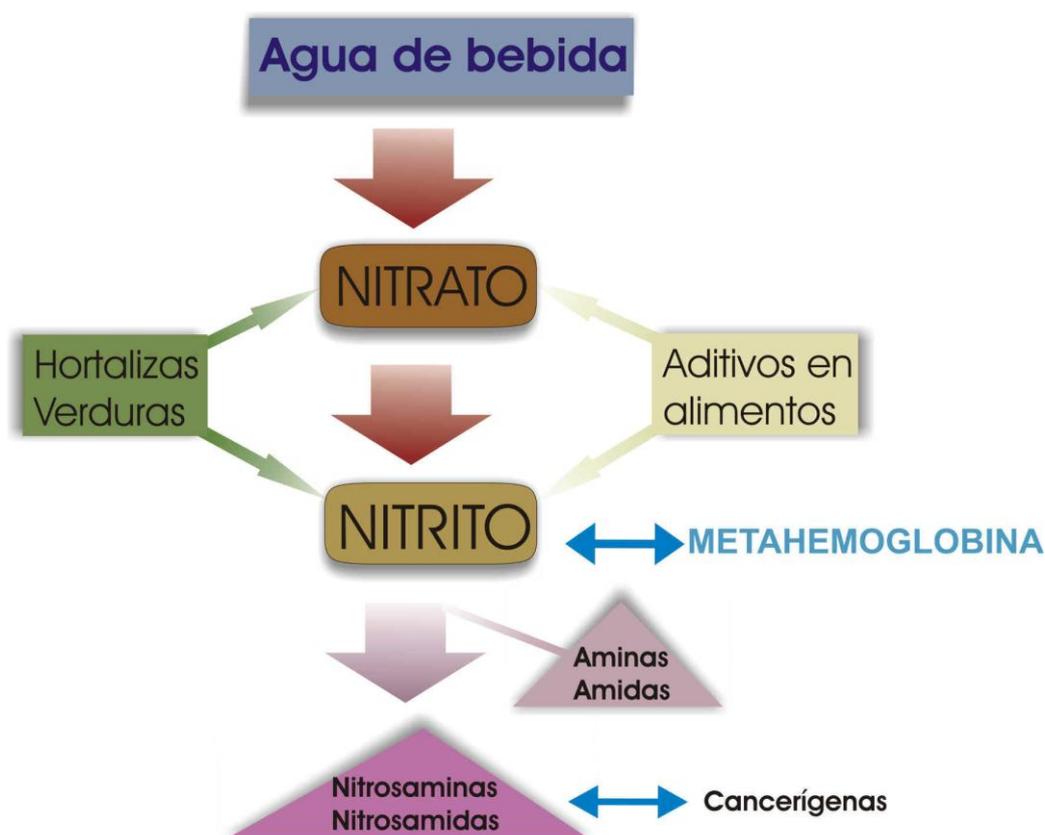


Figura 9. Nitrato en agua de consumo humano. Fuente: www.lenntech.com

Los nitratos y los nitritos pueden formar nitrosaminas y nitrosamidas, compuestos susceptibles de ser cancerígenos. La Comunidad europea fija los niveles máximos permitidos de nitratos en 50 mg de nitrógeno por litro de agua. La Agencia para la Protección del Medio Ambiente de Norteamérica (EPA) sitúa este límite en 10 mg/l (medido como Nitrógeno, que equivale a 44,28 mg de NO_3^-). (García García, M.C. et. al 2006; Alonso López M.M. et. al 2008).

5.2. Los nitratos en el medio ambiente

Se pueden clasificar los tipos de contaminación teniendo en cuenta la naturaleza del contaminante y el receptor.

Según la naturaleza de la contaminación se distingue:

- Contaminación natural, como resultado del equilibrio dinámico de la tierra, actividad geofísica y fases del ciclo natural del agua.
- Contaminación artificial (antropogénica), como resultado de la actividad humana que genera sustancias ajenas a la composición natural del agua o modifica las concentraciones de las ya existentes.

Según el receptor:

- Contaminación atmosférica. La agricultura es también una fuente de contaminación del aire. Es la fuente antropogénica dominante de amoníaco. Los fertilizantes minerales representan aproximadamente el 16% de las emisiones globales y la combustión de biomasa y residuos de cultivos el 18% aproximadamente.

El amoníaco es un acidificante todavía mayor que el dióxido de azufre y los óxidos de nitrógeno. Es una de las causas principales de la lluvia ácida que daña los árboles, acidifica los suelos, los lagos y los ríos y perjudica la biodiversidad. A medida que otros gases acidificantes como el dióxido de azufre se someten a un control más estricto, el amoníaco puede llegar a ser la causa principal de acidificación. Es probable que las emisiones de amoníaco procedentes de la agricultura sigan aumentando, tanto en los países desarrollados como en los países en desarrollo (FAO, 2002).

Hasta hace poco, el N_2O se consideraba un gas inerte no dañino, que se encontraba de forma natural en el aire. En la actualidad se reconoce como un gas de efecto invernadero, que también reacciona con la capa de ozono en la estratosfera (Cadahía López, C. et al. 1997).

El ozono troposférico constituye uno de los contaminantes atmosféricos más preocupantes en Europa. La contaminación por ozono se produce mediante procesos fotoquímicos en la baja atmósfera en los que intervienen óxidos de nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles. Los niveles de ozono alcanzan valores particularmente destacados en regiones próximas a focos que emiten cantidades elevadas de precursores de este gas, durante los períodos estivales con condiciones meteorológicas muy estables, caracterizadas por la persistencia de altas temperaturas y fuerte irradiación solar. Los niveles siguen sobrepasando tanto los valores objetivo como los objetivos a largo plazo estipulados en

la legislación comunitaria para proteger la salud humana y prevenir daños a los ecosistemas, los cultivos y los materiales (MARM, 2009).

- Contaminación de aguas marinas

El mar puede considerarse como un depósito con gran capacidad para recibir contaminantes o residuos, siempre y cuando se eviten los grandes vertidos en zonas muy localizadas y se conozcan los mecanismos naturales con los cuales el mar va a hacer frente al vertido, teniendo en cuenta los problemas de acumulación en las cadenas tróficas (Blancas et al., 2001).

- Contaminación de aguas continentales: Eutrofización.

El incremento de la actividad biodegradativa en los medios acuáticos nos lleva a la aparición de procesos de eutrofización, entendiéndose como tal el fenómeno que se produce como consecuencia de un aumento excesivo de nutrientes en el agua.

Como consecuencia de este aumento, el oxígeno del embalse se agota fundamentalmente en la superficie, que es la capa más oxigenada por su contacto con la atmósfera exterior. Los sólidos sedimentables y las células muertas precipitan al fondo. Al acumularse la materia orgánica en el fondo ésta tiende a oxidarse rápidamente, agotando el oxígeno presente en esta zona del embalse.

Se crean así unas condiciones de escasez o falta de oxígeno que favorece que se produzcan fenómenos de fermentación anaerobia de la materia orgánica en los puntos de mayor acumulación de sedimentos.

Desde el punto de vista de la eutrofización, los nutrientes más importantes son los nitratos y los fosfatos, que pueden aparecer en el agua a partir de distintas fuentes. Estos nutrientes pueden llegar al agua de forma puntual, como sería el caso del vertido de un colector de aguas residuales, o bien en grandes extensiones de terreno, por ejemplo, la escorrentía agrícola de aguas ricas en fertilizantes.

- Contaminación de aguas subterráneas

Un acuífero subterráneo, o simplemente acuífero, es el conjunto formado por una capa o formación geológica permeable y el agua contenida en sus poros o fisuras a través de las cuales circula por acción de la gravedad. Puede asimilarse a un depósito subterráneo que, por una parte, recibe por infiltración y percolación desde la superficie del terreno el agua de lluvia o de los ríos, y que por otra se descarga en fuentes o manantiales naturales, y también en pozos y sondeos realizados por el hombre. Generalmente, estas aguas se han considerado símbolo de pureza. Se obtienen a través de manantiales y

pozos. Las aguas subterráneas constituyen todavía uno de los recursos hídricos menos estudiados y más difíciles de determinar. Las aguas subterráneas vienen caracterizadas por una ubicación invisible y relativamente inaccesible, por sus acuíferos de enorme magnitud y caudales muy bajos, con escasa movilidad.

No obstante, pese a su invisibilidad, cumplen funciones muy importantes de orden económico, ecológico y en el campo de la salud pública, que no siempre se reconocen. Así, entre otros usos, las aguas subterráneas constituyen una fuente importante de agua para consumo público.

Su disponibilidad como recurso natural para el consumo está limitada por tres factores: la renovación de las aguas subterráneas por la precipitación, la calidad del agua utilizada para la recarga de acuíferos y las características del suelo y del acuífero.

Podemos distinguir dos tipos de procesos contaminantes de las aguas subterráneas:

- Fuentes puntuales. cuando las sustancias contaminantes se introducen en el subsuelo y alcanzan directamente el acuífero (Blancas et al., 2001). Se trata de focos puntuales, identificables, restringidos y que frecuentemente se asocian con vertidos urbanos o industriales. Este tipo de contaminación afecta más a las aguas superficiales, no obstante pueden existir conexiones hidráulicas que faciliten la contaminación de los acuíferos. Las instalaciones de ganado estabulado también son amplios productores de residuos orgánicos, con altas concentraciones de nitrógeno (Programa de Desarrollo Rural de Andalucía 2007-2013, 2008).
- Fuentes difusas o no localizadas es resultado de un amplio grupo de actividades humanas en las que los contaminantes no tienen un punto claro de ingreso en los cursos de agua que los reciben (FAO, 1997). Por ejemplo, la infiltración de aguas procedentes del arrastre del exceso de plaguicidas y fertilizantes agrícolas que provoca una creciente concentración de nitratos en las aguas subterráneas, éste es uno de los principales problemas de contaminación de los acuíferos y es muy difícil de corregir (Blancas et al., 2001). Se caracterizan por no tener una localización precisa, lo que hace más difícil localizar causantes directos y por tanto su estudio y seguimiento, así como para establecer medidas de control y corrección (PDR Andalucía 2007-2013). Los contaminantes de procedencia no localizada, cualquiera que sea la fuente, se desplazan por la superficie terrestre o penetran en el suelo, arrastrados por el agua de lluvia y la nieve derretida. Estos contaminantes consiguen abrirse paso hasta las aguas subterráneas,

tierras húmedas, ríos y lagos y, finalmente, hasta los océanos en forma de sedimentos y cargas químicas transportadas por los ríos (FAO, 1997).

Si nos centramos en la contaminación artificial, existen diversas actividades humanas contaminantes:

- Residuos sólidos urbanos: los lixiviados procedentes de los propios residuos depositados en superficie, al alcanzar la superficie freática, arrastran todo tipo de contaminantes orgánicos e inorgánicos.
- Aguas residuales: Las aguas residuales de los núcleos urbanos se vierten a cauces superficiales o en fosas sépticas. En ocasiones, tras una ligera depuración de las aguas residuales urbanas, se distribuyen en superficie aprovechando el poder filtrante del suelo. Los lodos resultantes de la depuración pueden representar, después de una segunda fase, el mismo problema. Estas aguas residuales pueden aportar distintos tipos de contaminantes como detergentes, nitratos, bacterias, virus, etc.
- Ganadería: De los residuos de los animales proceden diversos compuestos nitrogenados, fosfatos, bacterias, cloruros, y, en algunos casos, metales pesados.
- Actividades industriales y mineras: En este caso las vías de contaminación y las sustancias contaminantes son muy variadas. Las labores de tratamiento de los minerales o la infiltración del agua de lluvia en las escombreras, en el caso de las minas, o los vertidos procedentes de la industria son causantes de la contaminación de las aguas subterráneas.
- Actividades nucleares: En el caso de los reactores nucleares u otras industrias que empleen combustible nuclear se generan residuos de baja actividad y combustible usado (residuos de alta actividad) es necesario prestar especial cuidado a la hora de su almacenamiento debiendo buscarse lugares donde no exista un flujo de agua subterránea.
- Actividades agrícolas: La contaminación de aguas subterráneas por este tipo de actividades es muy difícil de controlar ya que producen contaminación difusa que afecta a grandes extensiones. Así, los fertilizantes aportan compuestos de nitrógeno, fósforo y potasio. En ocasiones se ha detectado que hasta el 50% de los nitratos pueden llegar al acuífero por infiltración. Por su parte, los plaguicidas aportan fungicidas, insecticidas, bactericidas, etc., estimándose una persistencia de estos productos de entre una semana y varios años. Asimismo, es posible que los metabolitos procedentes de la degradación de estos productos sean más tóxicos y persistentes que los productos originales (IGME, 1998).

Corregir la contaminación de las aguas subterráneas es prácticamente imposible por lo que es fundamental tomar medidas para evitar que se produzca. Entre las medidas que pueden tomarse están buscar lugares impermeables para los basureros o escombreras, depuración previa de los vertidos, utilización cuidadosa de fertilizantes y pesticidas así como tener especial precaución a la hora de almacenar bajo tierra residuos peligrosos (IGME, 1998).

6. Legislación vigente

6.1. Legislación específica Nitratos (internacional, nacional y autonómica)

Por todo lo anteriormente citado la contaminación por nitrato de origen agrario es un tema ampliamente legislado.

6.1.1. Nivel Europeo

La Directiva 91/676/CEE del Consejo de 12 de diciembre de 1991 relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. Tiene por objeto proteger las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura mediante la adopción de una serie de medidas cuya aplicación compete a los Estados miembros: supervisión de las aguas superficiales y subterráneas; inventario de las aguas contaminadas o susceptibles de estarlo; designación de zonas vulnerables; elaboración de códigos de buenas prácticas agrarias y de programas de acción; y revisión como mínimo cada cuatro años de la designación de zonas vulnerables y de los programas de acción. En la Directiva se pueden resumir las medidas a adoptar por parte de los Estados Miembros en los siguientes puntos:

- Identificar las aguas superficiales y subterráneas afectadas por la contaminación o vulnerables a la contaminación, basándose en un procedimiento y en los criterios indicados en la Directiva (sobre todo cuando la concentración de nitratos en las aguas subterráneas o superficiales supera los 50 mg/l o cuando las aguas superficiales son eutróficas o pueden eutrofizarse);
- Designar las zonas vulnerables que son todas las zonas conocidas en su territorio que alimentan las aguas identificadas. La Directiva «Nitratos» prevé la posibilidad de que los Estados miembros queden exentos de la obligación de designar zonas vulnerables específicas en caso de que los programas de acción se apliquen en el conjunto de su territorio nacional;

- Establecer códigos de buenas prácticas agrarias, que los agricultores deben poner en práctica de manera voluntaria, y que deben incluir las medidas definidas en el anexo II de la Directiva;
- Elaborar programas de acción, que los agricultores que operan en zonas vulnerables están obligados a poner en práctica. Estos programas incluyen obligatoriamente las medidas especificadas en los códigos de buenas prácticas agrarias, así como las medidas adicionales que figuran en el anexo III de la Directiva, destinadas a limitar la aplicación de abonos minerales y orgánicos que contienen nitrógeno.

La Comisión ha formulado recomendaciones dirigidas a los Estados miembros sobre los métodos de supervisión y la información que deben incluir en los informes sobre la aplicación de la presente Directiva. Dichos informes deben ser presentados por los Estados miembros a la Comisión cada cuatro años.

La cantidad especificada por hectárea será la cantidad de estiércol que contenga 170 kg N. No obstante, durante los primeros programas de acción cuatrienal, los Estados miembros podrán permitir una cantidad de estiércol que contenga hasta 210 kg N.

Esta Directiva es modificada posteriormente por los siguientes reglamentos:

- Reglamento (CE) No 1882/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo de 29 de septiembre de 2003 sobre la adaptación a la Decisión 1999/468/CE del Consejo de las disposiciones relativas a los comités que asisten a la Comisión en el ejercicio de sus competencias de ejecución previstas en los actos sujetos al procedimiento establecido en el artículo 251 del Tratado CE (Diario Oficial de la Unión Europea, 31.10.2003).
- Reglamento (CE) No 1137/2008 Del Parlamento Europeo Y Del Consejo de 22 de octubre de 2008 por el que se adaptan a la Decisión 1999/468/CE del Consejo determinados actos sujetos al procedimiento establecido en el artículo 251 del Tratado, en lo que se refiere al procedimiento de reglamentación con control. En este Reglamento se modifica el Anexo III – Medidas que deben incluirse en los programas de acción (Diario Oficial de la Unión Europea de 21.11.2008).

Para la aplicación de la legislación se elabora el Informe de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo sobre la aplicación de la Directiva 91/676/CEE del Consejo relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura, basado en los

informes de los Estados miembros correspondientes al período 2004-2007 (Bruselas, 9.2.2010).

El presente Informe se basa en la información proporcionada por los 27 Estados miembros. En el 66% de las estaciones de control de la calidad de las aguas subterráneas, la concentración de nitratos se está estabilizando o ha descendido. Sin embargo, el 15% de las estaciones han registrado concentraciones de nitratos superiores al umbral de calidad de 50 mg por litro. La presión ejercida por la agricultura en lo que se refiere a la contaminación por nitratos de las aguas de superficie se han reducido en muchos Estados miembros, aunque la agricultura sigue contribuyendo en gran medida a la carga de nitrógeno en las aguas superficiales. En la EU-15 ha aumentado la superficie ocupada por zonas vulnerables pasando del 43,7% en 2003 al 44,6% en 2007, y actualmente representa el 39,6% del territorio de la EU-27. No obstante, los datos sobre calidad del agua ponen de manifiesto que, en muchas regiones, es necesario designar aún más zonas según los criterios establecidos en la Directiva de Nitratos. Para garantizar la aplicación efectiva de los programas sobre el terreno resulta fundamental informar mejor a los agricultores, así como aplicar programas eficaces de control.

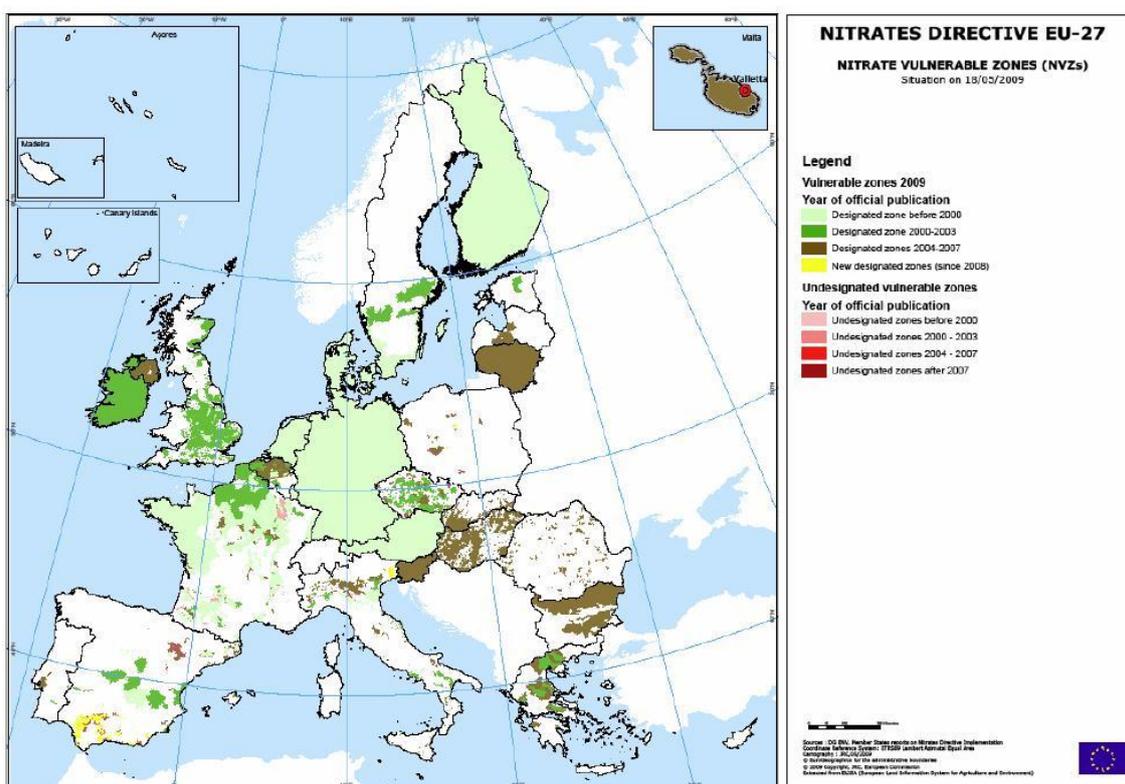


Figura 10. Designación de las zonas vulnerable en EU-27. Fuente: Informe de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo sobre la aplicación de la Directiva 91/676/CEE del Consejo relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura, basado en los informes de los Estados miembros correspondientes al período 2004-2007 (Bruselas, 9.2.2010).

La Directiva «Nitratos» forma parte integrante de la Directiva marco sobre el agua y es uno de los instrumentos clave en la protección de las aguas contra las presiones agrícolas. **Directiva 2000/60/CE** del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. La presente Directiva marco prevé sobre todo la definición y análisis de las aguas europeas, por cuencas y demarcaciones hidrográficas, así como la adopción de planes de gestión y programas de medidas apropiados para cada masa de agua.

Mediante esta Directiva se organiza la gestión de las aguas superficiales, continentales, de transición y aguas costeras y subterráneas, con el fin de prevenir y reducir su contaminación, fomentar su uso sostenible, proteger el medio acuático, mejorar la situación de los ecosistemas acuáticos y paliar los efectos de las inundaciones y de las sequías. Para ello los Estados Miembros deben especificar todas las cuencas hidrográficas situadas en su territorio e incluirlas en demarcaciones hidrográficas. Las cuencas hidrográficas que se extiendan por el territorio de más de un estado se incorporarán a una demarcación hidrográfica internacional. Esta Directiva que, en su conjunto es muy positiva, en cuanto pretende salvaguardar los intereses medioambientales, ha de ser tenida en cuenta en todas las actuaciones relativas a los regadíos, en las que como puntos más importantes hay que señalar los siguientes:

- La protección de las aguas superficiales, subterráneas y marinas, para conseguir un buen estado de las aguas, considerando aspectos cuantitativos, cualitativos y ecológicos.
- La utilización de las mejores técnicas medioambientales para el control de la contaminación difusa.
- La recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua (referentes a la regulación, explotación, mantenimiento y amortización de las obras hidráulicas, así como los costes ecológicos).

Esta directiva 2000/60/CE además de establecer nuevas medidas para evitar y reducir la contaminación del agua, aborda el problema de la contaminación por nitratos en las aguas subterráneas, incluyendo las zonas vulnerables dentro del registro de zonas protegidas, y recalcando la obligación de cumplir con la Directiva 91/676/CEE. El objetivo de esta Directiva europea es conseguir el buen estado ecológico de las masas de agua para el año 2015, para lo cual existe el siguiente calendario de cumplimiento de la Directiva Marco de Aguas (Tabla 2):

Fechas máximas de cumplimiento legal	Tarea a cumplir	Artículo de la DMA
Fin de 2003	Incorporación de la DMA a la legislación nacional Establecimiento de las demarcaciones hidrográficas.	Artículo 24
Fin de 2004	Conclusión del análisis económico del uso del agua y de los estudios de las repercusiones medioambientales y de la actividad humana.	Artículo 5
Fin de 2006	Puesta en marcha de los programas de seguimiento.	Artículo 8
Fin de 2006	Celebración de consultas públicas sobre los elementos de los planes hidrológicos de cuenca	Artículo 14
Fin de 2008	Publicación de los planes hidrológicos de cuenca	Artículo 13
Fin de 2010	Aplicación de políticas de tarificación.	Artículo 9
Fin de 2012	Puesta en marcha del programa de medidas.	Artículo 12
Fin de 2015	Realización de los objetivos medioambientales	Artículo 4

Tabla 2. Fechas máximas de cumplimiento legal de la DMA.
Fuente: García et al., 2006.

La Directiva Marco de Aguas es modificada por la Decisión 2455/2001/CE y la Directiva 2008/32/CE en esta última se modifica el Anexo X: Lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas.

La Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo y al Consejo, de 22 de marzo de 2007, «Hacia una gestión sostenible del agua en la Unión Europea - Primera fase de aplicación de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE)» presenta los resultados de la aplicación de la Directiva marco del agua por parte de los Estados miembros. Indica sobre todo el alto riesgo de que varios Estados miembros no lleguen a alcanzar los objetivos de la Directiva marco, sobre todo a causa de la degradación material de los ecosistemas acuáticos, que se debe, en especial, a la sobreexplotación de los recursos hídricos y al alto grado de contaminación procedente de fuentes difusas. La Comisión señala problemas relacionados con el cumplimiento del plazo de transposición de la Directiva Marco y lagunas en cuanto al contenido de esa transposición.

Por otra parte, la instauración de las demarcaciones hidrográficas y la designación de las autoridades nacionales competentes parecen bien encaminadas, aunque se debe progresar todavía en materia de cooperación internacional en algunos casos. Además, el informe indica que varía mucho la calidad de la evaluación medioambiental y económica de las cuencas

hidrográficas y que existen lagunas importantes, sobre todo en lo relacionado con el análisis económico. Por último, la Comisión formula una serie de recomendaciones a los Estados miembros con el objeto principal de poner remedio a las deficiencias observadas, integrar una gestión hídrica sostenible en las demás políticas nacionales y sacar el mejor partido de la participación de los ciudadanos. Anuncia asimismo las medidas que piensa adoptar en el futuro en el marco de la política europea de gestión del agua.

La **Directiva 2008/32/CE** establece Normas de Calidad Ambiental (NCA) en el ámbito de la política de aguas. Estas normas de calidad armonizadas tienen por objeto luchar contra la contaminación de las aguas superficiales mediante 33 sustancias químicas prioritarias. La presente Directiva prevé fundamentalmente:

- Una revisión de la lista de sustancias prioritarias y de las correspondientes NCA;
- Criterios transparentes para designar las zonas denominadas «de mezcla», dentro de las cuales las normas podrán superarse bajo determinadas condiciones;
- La elaboración de un inventario de emisiones, vertidos y pérdidas. Este inventario servirá para preparar el informe de la Comisión destinado a verificar los avances realizados para reducir o eliminar las emisiones de sustancias contaminantes antes de 2018.

6.1.2. Nivel estatal o nacional (España)

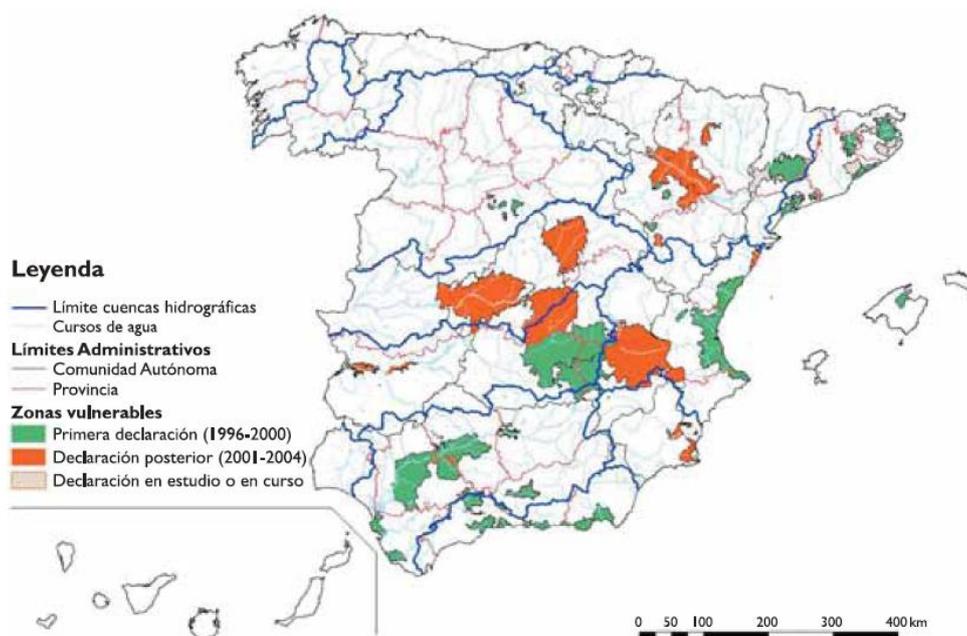


Figura 11. Zonas Vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de la agricultura.
Fuente: Ministerio de Medio Ambiente, 2004.

Para la aplicación de la Directiva 91/676/CEE en el Estado Español se desarrolla el **Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero**, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias. En la definición resalta que las actuaciones que se llevan a cabo deben ir dirigidas a la prevención y corrección, y que estas medidas afectan a las aguas continentales superficiales y subterráneas, embalses de regulación, lagos naturales, charcas y estuarios (López Geta, 1998):

- Los órganos competentes de las Comunidades Autónomas designarán como zonas vulnerables en sus respectivos ámbitos, aquellas superficies territoriales cuya escorrentía o filtración afecte o pueda afectar a la contaminación por nitratos.
- Las zonas designadas como vulnerables deberán ser examinadas y, en su caso, modificadas o ampliadas por los órganos competentes de las Comunidades Autónomas, en un plazo adecuado y como mínimo cada cuatro años, a fin de tener en cuenta los cambios o factores que no hubiesen sido previstos en el momento de su designación.
- Se contemplan una serie de acciones que deben llevarse a cabo por las Comunidades Autónomas o en su caso por el Ministerio, de gran importancia en cuanto a la protección y corrección de los problemas existentes:
 - Códigos de Buenas Prácticas Agrarias, que los agricultores podrán poner en práctica de forma voluntaria, con la finalidad de reducir la contaminación producida por los nitratos de origen agrario. Asimismo, si lo estiman conveniente, podrán elaborar programas de fomento de la puesta en práctica de los códigos de buenas prácticas agrarias, que incluirán la formación e información a los agricultores (Anejo 1 del presente Real Decreto).
 - Programas de Actuación, de obligado cumplimiento en las zonas designadas como vulnerables. Se revisarán, al menos, cada cuatro años, y se modificarán si fuera necesario. En el Anejo 2 de este Real Decreto se establecen las medidas a incorporar en los Programas de Actuación. Así mismo, éstos incluirán las medidas incorporadas en los códigos de buenas prácticas agrarias.
 - Programas de muestreo y seguimiento de la calidad de las aguas, cuyo objetivo es modificar, en su caso, la relación de las zonas vulnerables designadas y comprobar la eficacia de los programas de actuación. Se revisará cada cuatro años.

6.1.3. Nivel autonómico (Andalucía)

Mediante el **Decreto 36/2008 de 5 de febrero** se designan las zonas vulnerables y se establecen medidas contra la contaminación por nitratos de origen agrario. Se designan 22 zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario en la Comunidad Autónoma de Andalucía. Estas zonas deberán ser examinadas, y en su caso, modificadas o ampliadas como mínimo cada cuatro años.

- Se elaboran Programas de actuación de carácter obligatorio que deberán contener, al menos, las medidas previstas en el Anejo 2 del Real Decreto 261/1996.
- Se elabora un Programa de muestreo y seguimiento de la calidad de las aguas según especificaciones y plazos fijados en el artículo 8 del Real Decreto 261/1996.
- Acciones de formación y divulgación de prácticas adecuadas en el abonado nitrogenado en los cultivos y en la gestión de estiércoles y purines en explotaciones ganaderas a través del Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica (IFAPA) en coordinación con la Consejería competente.
- Acciones de investigación y desarrollo experimental mediante IFAPA y la Consejería competente, con el objetivo de mejorar el conocimiento del nivel de nitrógeno en el sistema agua-suelo-planta, como base para la toma de decisiones en la utilización correcta de fertilizantes nitrogenados y en la gestión de residuos sólidos y líquidos de explotaciones ganaderas.
- Mejora de las técnicas de riego, mediante aplicaciones informáticas, que permitan hacer un uso más eficiente del agua, evitando efectos de escorrentía y lixiviación.
- Evaluación de la eficacia de las medidas contra la contaminación por nitratos.

Éste deroga el Decreto 261/1998, de 15 de diciembre, en el que para establecer los Programas de Actuación se agruparon los términos municipales designados zonas vulnerables en las siguientes áreas:

- 1) Valle del Guadalquivir (Sevilla)
- 2) Valle del Guadalquivir (Córdoba y Jaén)

- 3) Detrítico de Antequera
- 4) Vega de Granada
- 5) Litoral Atlántico
- 6) Litoral Mediterráneo

Éste último, Litoral Mediterráneo, comprende 12 municipios de la provincia de Almería, 6 de Granada y 4 de Málaga. (García et al., 2006).

La **Orden de 18 de noviembre de 2008** aprueba el programa de actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en Andalucía. Cabe destacar los siguientes contenidos:

- La duración de este Programa de Actuación será de cuatro años y será de obligado cumplimiento en las zonas designadas como vulnerables.
- Se establecen distintos niveles de actuación dependiendo de la intensidad de la actividad agraria y el nivel de riesgo asociado a la misma. Para ello se subdividen las zonas vulnerables en:
 - Zonas de actividad tipo 1: recintos de uso agrícola de secano.
 - Zonas de actividad tipo 2: recintos de uso agrícola de regadío.
 - Zonas de actividad tipo 3: explotaciones ganaderas, régimen intensivo.
- Las explotaciones deberán cumplimentar los siguientes documentos y formularios:
 - Hoja de fertilización nitrogenada(anexo III de la Orden de 18 de noviembre de 2008), y/o
 - Hoja de fertirrigación (Anexo IV de la corrección de errores del BOJA nº 40 de 27 de febrero de 2009) y/o
 - Hoja de producción y utilización de estiércoles y purines (Anexo V de la Orden de 18 de noviembre de 2008).
- Seguimiento de las prácticas agrarias en las zonas vulnerables por medio de un Plan Anual de Controles que incluirá, como mínimo, el sistema de controles de condicionalidad (Reglamento (CE) nº 1782/2003 del Consejo, de 29 de septiembre de 2003.

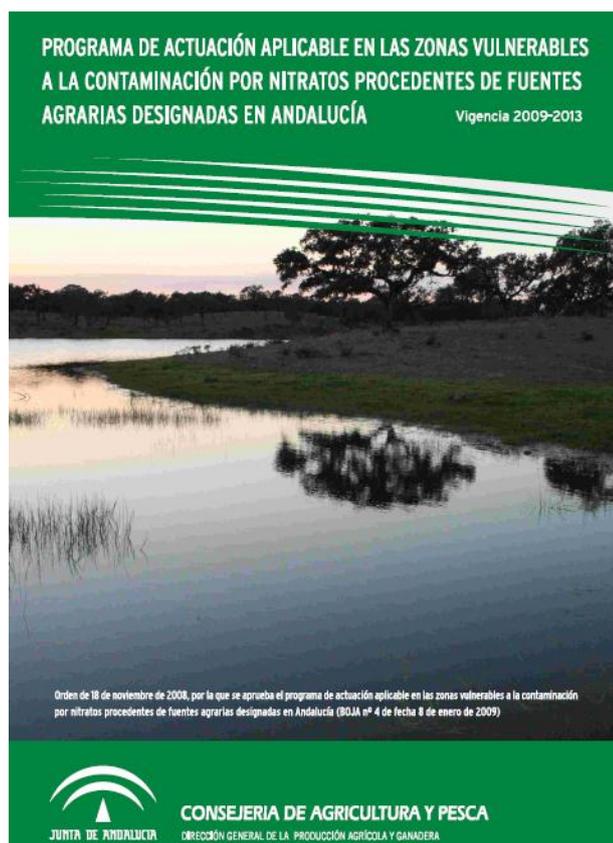


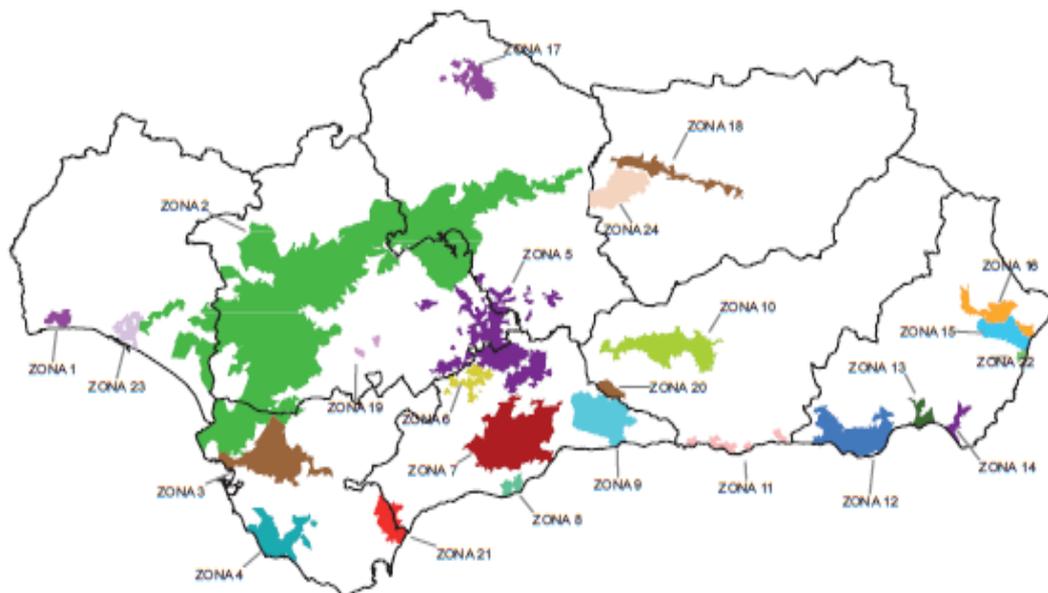
Figura 12. Portada Programa de Actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en Andalucía.
Fuente: Junta de Andalucía, 2009.

El **14 de febrero de 2009** se publica la primera Corrección de errata a la Orden de 18 de noviembre de 2008, por la que se aprueba el programa de actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en Andalucía (BOJA núm. 4, de 8.1.2009). Advertida errata en el Anexo II obligaciones relacionadas con las prácticas ganaderas en las zonas designadas como vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias.

El **27 de febrero de 2009** se publica la segunda corrección de errores de la Orden de 18 de noviembre de 2008, por la que se aprueba el programa de actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en Andalucía (BOJA núm. 4, de 8.1.2009). Estas correcciones afectan a los Anexos I y IV.

- El Anexo I: Obligaciones y recomendaciones relacionadas con las prácticas agrícolas en las zonas designadas como vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias.

1. Obligaciones relacionadas con la época de aplicación al terreno de fertilizantes nitrogenados.



- Zona 1: Ayamonte-Lepe-Cartaya.
- Zona 2: Valle del Guadalquivir.
- Zona 3: Valle del Guadalete.
- Zona 4: Vejer-Barbate.
- Zona 5: Vega de Antequera.
- Zona 6: Cuenca del embalse de Guadalteba.
- Zona 7: Bajo Guadalhorce.
- Zona 8: Río Fuengirola.
- Zona 9: Aluvial del río Vélez.
- Zona 10: Vega de Granada.
- Zona 11: Litoral de Granada.
- Zona 12: Campo de Dalías-Albufera de Adra.
- Zona 13: Bajo Andarax.
- Zona 14: Campo de Níjar.
- Zona 15: Cubeta de Ballabona y río Antas.
- Zona 16: Valle del Almanzora.
- Zona 17: Cuenca del embalse de La Colada.
- Zona 18: Guadalquivir-curso alto.
- Zona 19: Arahal-Coronil-Morón-Puebla de Cazalla.
- Zona 20: Sierra Gorda-Zafarraya.
- Zona 21: Guadiaro-Genal-Hozgarganta.
- Zona 22: Rambla de Mojácar.
- Zona 23: Condado
- Zona 24: Porcuna

Figura 14. Mapa de zonas vulnerables de Andalucía. Anexo I. Fuente: BOJA num 157.

La **Orden de 9 de marzo de 2010**, modifica la de 18 de noviembre de 2008 adaptando las cifras relativas a la producción de nitrógeno, base de la contaminación de nitratos, a nuevas normativa y estudios. Las modificaciones son relativas a la producción de estiércol y a las pérdidas de nitrógeno por gasificación en estiércoles. Tras su publicación, se han realizado nuevos estudios, que aconsejan adaptar las cifras relativas a la producción de nitrógeno, base de la contaminación de nitratos, a la normativa y estudios citados.

Para el cálculo de la superficie mínima necesaria para la fertilización nitrogenada, se tendrá en cuenta, además, una tolerancia del 10% respecto de los porcentajes de pérdidas de nitrógeno indicados.

6.2. Legislación relacionada con la calidad de agua y la contaminación ambiental

6.2.1. Situación legislativa a nivel internacional

A nivel internacional destaca el **Protocolo de Gotemburgo aprobado el 30 de noviembre de 1999** para luchar contra la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico en el que se fijaron techos de emisión para dióxido sulfúrico, óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos volátiles y amoníaco para el 2010, establece la necesidad de intercambiar, obtener, mantener, difundir y facilitar el acceso a la información, al cual se adhirió La Unión Europea en junio del 2004. Dicho Protocolo estableció un Código de Buenas Prácticas Agrarias para combatir las emisiones de amoníaco procedentes de la agricultura.

El convenio da como un hecho que los óxidos de nitrógeno, el azufre, los compuestos orgánicos volátiles y los compuestos de nitrógeno reducido se han asociado a efectos perjudiciales para la salud humana y el medio ambiente, y que el metano y el monóxido de carbono que emiten las actividades humanas contribuyen, en presencia de los óxidos de nitrógeno y de los compuestos orgánicos volátiles, a la formación de ozono troposférico.

Y dado que las cargas críticas de acidificación, las cargas críticas de nitrógeno nutriente y los niveles críticos de ozono para la salud humana y la vegetación se siguen rebasando en muchas zonas del territorio de la Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas, acordaron establecer nuevos techos de emisiones para estos gases con el fin de evitar o reducir el transporte y efecto de los mismos a otros territorios.

6.2.2. Situación legislativa a nivel europeo

La **Directiva 80/68/CEE, de 17 de diciembre de 1979** relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas.

La **Directiva 96/61/CE** sobre prevención y control integrado de la contaminación para atmósfera, agua y suelo establece medidas para evitar, o al menos reducir, la contaminación en la atmósfera, el agua y el suelo, incluidos los residuos producidos por las emisiones de las actividades industriales incluidas en el Anexo I de las Directiva, para alcanzar un nivel elevado de protección del medio ambiente considerado en su conjunto. Para hacer efectiva la prevención y el control integrado de la contaminación, la Directiva 96/61/CE supedita la puesta en marcha de las instalaciones incluidas en su ámbito de aplicación a la obtención de un permiso escrito conocido como “Autorización Ambiental Integrada”, donde se fijaran las condiciones ambientales que se exigirán para la explotación de las instalaciones y, entre otros aspectos, se especificarán los valores límite de emisión de sustancias contaminantes, que se basarán en las mejores técnicas disponibles y tomando en consideración las características técnicas de la instalación, su implantación geográfica y las condiciones locales del medio ambiente. A estos efectos, y para facilitar la aplicación de las anteriores medidas, la Directiva establece también un sistema de intercambio de información entre la Comisión Europea y los Estados miembros, sobre las principales emisiones contaminantes, las fuentes responsables de las mismas y las mejores técnicas disponibles.

La **Directiva 2001/81/CE** del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2001, sobre techos de emisión de gases de determinados contaminantes atmosféricos, nace del Protocolo de Gotemburgo. Esta Directiva establece en límite nacional para cada Estado Miembro. En el caso de España el límite máximo de emisión de óxido de nitrógeno para el 2010 es de 847 Kt/año y el límite de emisión de amoníaco para el 2010 es de 353 Kt/año.

La **Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de diciembre de 2006** relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Ésta completa las disposiciones contenidas en la Directiva 2000/60/CE destinadas a prevenir o limitar las entradas de contaminantes en las aguas subterráneas y evitar el deterioro del estado de todas las masas de agua subterránea.

Deben establecerse criterios comunitarios a efectos de la evaluación del estado químico de las masas de agua subterránea, normas de calidad para los nitratos, los productos fitosanitarios y biocidas, y se garantiza la coherencia con la Directiva 91/676/CEE y otras Directivas implicadas.

Se establecen medidas específicas para controlar y prevenir la contaminación de las aguas subterráneas. Entre ellas:

- Criterios para valorar el buen estado químico de las aguas subterráneas.
- Criterios para la determinación e inversión de tendencias significativas y sostenidas al aumento y para la definición de los puntos de partida de las inversiones de tendencia.

6.2.3. Situación legislativa a nivel estatal

La **Ley 29/1985**, de 2 de agosto, de Aguas, traspuso la Directiva 80/68/CEE al Estado español y establece varias medidas para evitar la contaminación de aguas subterráneas por nitratos utilizados en la agricultura.

La **Ley 16/2002**, de 1 de julio, de prevención y control integrado de la contaminación incorpora al ordenamiento interno español la Directiva 96/61/CE, del Consejo, de 24 de septiembre, relativa a la prevención y protección del medio ambiente en su conjunto, con la finalidad de evitar, o al menos, reducir la contaminación de la atmósfera, el agua y el suelo.

El Acuerdo del Consejo de Ministros, de 25 de julio de 2003, que aprueba el Programa Nacional de reducción progresiva de emisiones nacionales de dióxido de azufre (SO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x), compuestos orgánicos volátiles (COV) y amoníaco (NH₃), que responde a la Directiva 2001/81/CE y al Protocolo de Gotemburgo.

El Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación ha puesto a disposición pública la **“Guía de la Condicionalidad de la Política Agraria Común”**, que está en vigor desde **enero de 2005**. En esta guía se especifican los Requisitos Legales de Gestión, las Buenas Condiciones Agrarias y Medioambientales y una serie de Recomendaciones Complementarias, no obligatorias. Dentro de estas últimas, existe un apartado para la protección de las aguas contra la contaminación por nitratos y otro para la protección de las aguas subterráneas causadas por determinadas sustancias peligrosas (García et al., 2006).

Se establece que deberán desarrollarse por parte de las CC.AA. uno o varios códigos de buenas prácticas agrarias, cuya aplicación será de carácter voluntario en las zonas declaradas como no vulnerables. El objetivo de estos Códigos es prevenir la contaminación de nitratos de origen agrario. Asimismo, se establecen programas de fomento, que incluyen la información y formación necesaria sobre estos Códigos para los agricultores y ganaderos. No obstante, la aplicación del código de buenas prácticas agrícolas se convierte en obligatoria en aquellas zonas declaradas como vulnerables, denominándose, en este caso, programa de actuación.

7. Sistemas acuíferos ligados a la horticultura intensiva de la provincia de Almería

La comarca del Campo de Dalías, situada en la llanura costera que se extiende al oeste de la bahía de Almería, es una de las franjas agrarias más intensivas y productivas de la Unión Europea. Esta zona se caracteriza por la mala calidad de sus suelos, una pluviometría muy baja e irregular, fuertes vientos, temperaturas suaves durante el invierno, una buena insolación y la relativa abundancia de aguas subterráneas. Sin embargo, a partir de los años sesenta, la introducción de innovaciones tecnológicas vanguardistas dirigidas a paliar los factores limitantes, el suelo y el agua, sacando el máximo partido del factor más abundante, la altísima insolación, transformarían en pocos años esta comarca agraria, que pasaría de ser una de las más pobres de España hasta convertirse en una de las agriculturas más intensivas, productivas, rentables y competitivas del país (Izcara, 2000).

Los sistemas de acuíferos asociados a las zonas de producción en invernadero de la provincia de Almería, han sido y continúan siendo el objeto central de multitud de estudios, siendo los objetivos de su realización el comprender sus características físicas y las relaciones existentes entre ellos, así como conocer la calidad de las aguas de uso antropogénico y entender los efectos derivados de las actividades desarrolladas por el hombre. Hay un interés especial en esta materia, dado que estos sistemas de acuíferos proporcionan aproximadamente el 80% del agua empleada en los sistemas de invernaderos de Almería (Reca et al. 1999).

A pesar de ser la agricultura de mayor eficiencia técnica y económica en el uso del agua, la expansión de la superficie invernada, el incremento del número de habitantes permanentes y estacionales y el desarrollo de actividades auxiliares en un corto periodo de tiempo han generado un gran aumento de la demanda de agua. En tan sólo 60 años, la superficie de cultivo ha pasado de unas 1.700 a más de 18.000 hectáreas y la población de unos 12.000 a más de 221.000 habitantes. Ya hay 3 campos de golf y la oferta de plazas hoteleras supera las 16.000, desde entonces Almería ha pasado de ser una de las últimas provincias en renta per cápita a ser una de las primeras de Andalucía (Agencia Andaluza del Agua, 2009).

En la provincia de Almería se localizan 6 de las zonas designadas vulnerables ante la contaminación por nitratos (Figura 15), entre ellas la zona 14: Comarca de Dalías-Albufera de Adra.

Leyenda

-  Zona 22: Rambla de Mojácar
-  Zona 15: Cubeta de Ballabona
-  Zona 13: Bajo Andarax
-  Zona 12: Campo de Dalías-Alb
-  Zona 14: Campo de Nijar
-  Zona 16: Valle del Almanzora

0 5 10 20 30 40 km

Elaborado por Elvira Marín Irigaray
Mayo de 2008

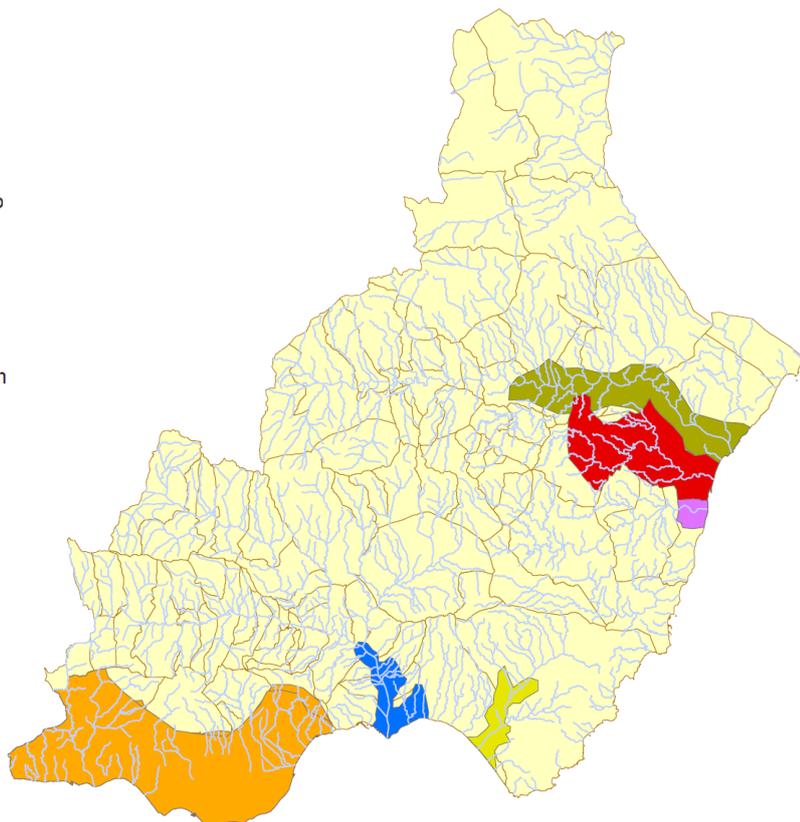


Figura 15. Mapa de las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos en la provincia de Almería (Decreto 36/2008). Fuente: García et al. 2006.

7.1. Caracterización de los Acuíferos Sur-Sierra de Gádor

De los estudios hidrogeológicos realizados por el IGME en todo el territorio almeriense se concluye que el conjunto de acuíferos existentes en la Sierra de Gádor y en determinados sectores de sus márgenes es, con mucho, el más importante de la provincia por el volumen y calidad del agua que regula. La razón principal está en los materiales antiguos (calizas y dolomías), muy dislocados y fisurados, y muy permeables, que son los que pueden constituir estos acuíferos, los cuales existen en casi todo el macizo de la Sierra de Gádor por encima de otros materiales prácticamente impermeables (launas o filitas, etc.) que les sirven de base.

En dichos materiales muy permeables, una parte importante del agua procedente de precipitaciones se infiltra, se transmite subterráneamente hacia cotas más bajas y se acumula en determinadas zonas condicionadas por la estructura geológica. Estas zonas de acumulación de agua subterránea constituyen embalses naturales, algunos de ellos con capacidad muy superior a la de los superficiales (el de Benínar, por ejemplo), como ocurre con determinados acuíferos de esta Sierra. Esta circulación subterránea acaba originando manantiales (Celín, Alcaudique, Fuente Marbella, etc.) o como

ocurre en el Campo de Dalías, descargando a otros acuíferos o directamente al mar (IGME, 1998).

El estudio de este sistema hay que abordarlo por sus márgenes o zonas accesibles, dividiéndose para ello en tres subsistemas (Figura 16), referidos a las correspondientes vertientes de Sierra de Gádor junto a otros acuíferos de dichas cuencas (IGME, 1998).

1. Oeste de Sierra de Gádor y acuíferos marginales
2. Sur de Sierra de Gádor-Campo de Dalías
3. Noroeste de Sierra de Gádor y acuíferos marginales (Cuenca del Andarax).

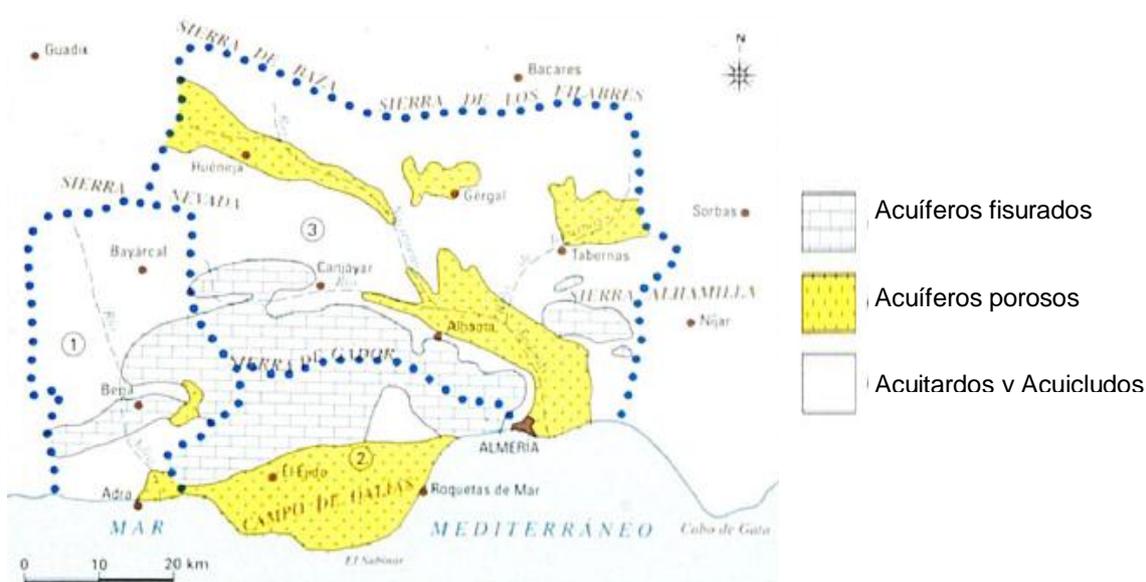


Figura 16. Sistema Acuífero de la Sierra de Gádor y Cuencas Marginales. Fuente: IGME, 1998

Al estudiar en la Sierra de Gádor y su entorno el tipo de terrenos (en superficie y en sondeos) y la disposición de los mismos en muchos cortes geológicos (o secciones verticales como si se tratara de una tarta) y superponerle después los datos hidrogeológicos, se han establecido tres grupos principales de acuíferos: **el de la cuenca del Adra, el del Alto Andarax y el del Campo de Dalías**, separados entre sí, a nivel de zonas saturadas, por materiales prácticamente impermeables, que hacen de barrera o umbral para la circulación del flujo subterráneo (IGME, 2003).

Centrándonos en el conjunto **Sur de la Sierra de Gádor - Campo de Dalías** (Figuras 17 y 18), mas familiarmente conocido como Acuíferos del Campo de Dalías, en éste aprecia el carácter de su estructura interna, donde los acuíferos inferiores se hunden hacia el Sur bajo ciertos de metros de materiales impermeables (se ve bien que no son separables estos acuíferos

inferiores de la sierra y de la llanura: son los mismos). Se distinguen también los materiales acuíferos detríticos: calcarenitas, gravas, arenas, conglomerados, que se apoyan sobre margas de cobertura moderna originando la superposición de acuíferos superiores en la llanura (IGME, 2003).

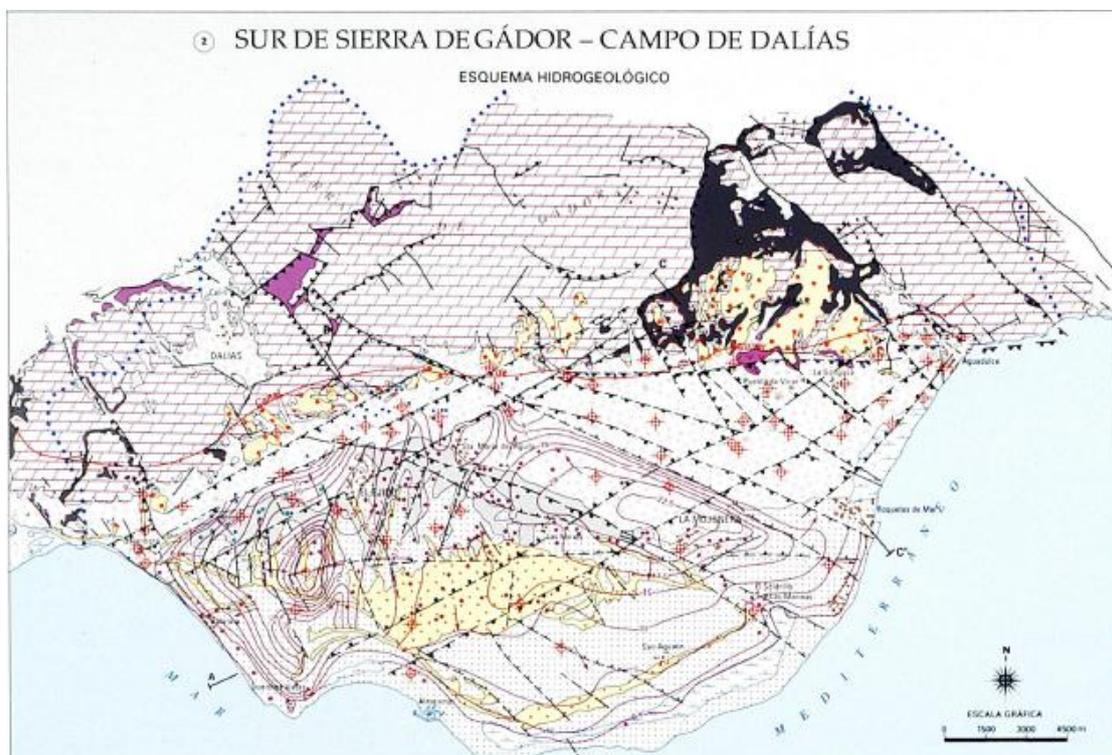


Figura 17. Esquema Hidrogeológico del Sistema Sur Sierra de Gádor-Campo de Dalías. Fuente: IGME, 2003

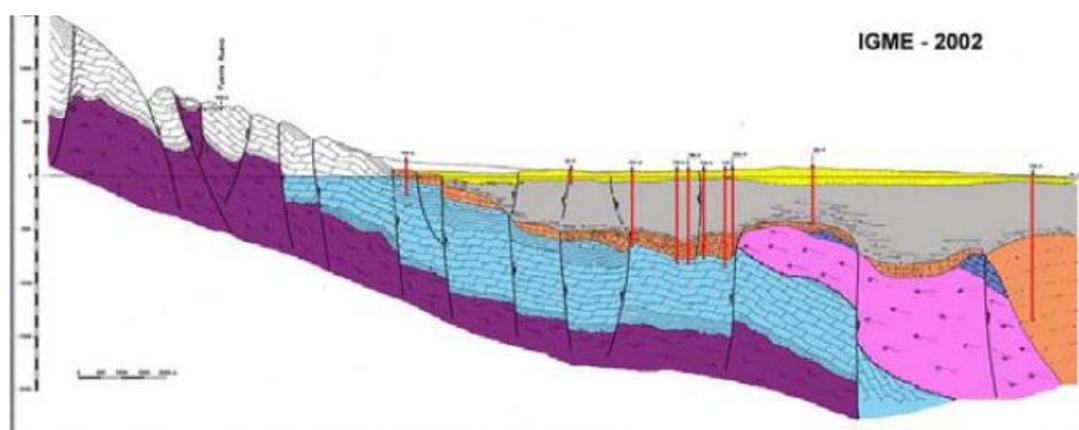


Figura 18. Sección de corte hidrogeológico del Campo de Dalías en 2002.

Por su disposición en la llanura se distinguen los **acuíferos inferiores** (los mismos del flanco sur de la Sierra) y los **acuíferos de cobertera** (superiores e intermedios) albergados en materiales porosos más recientes (IGME, 2003).

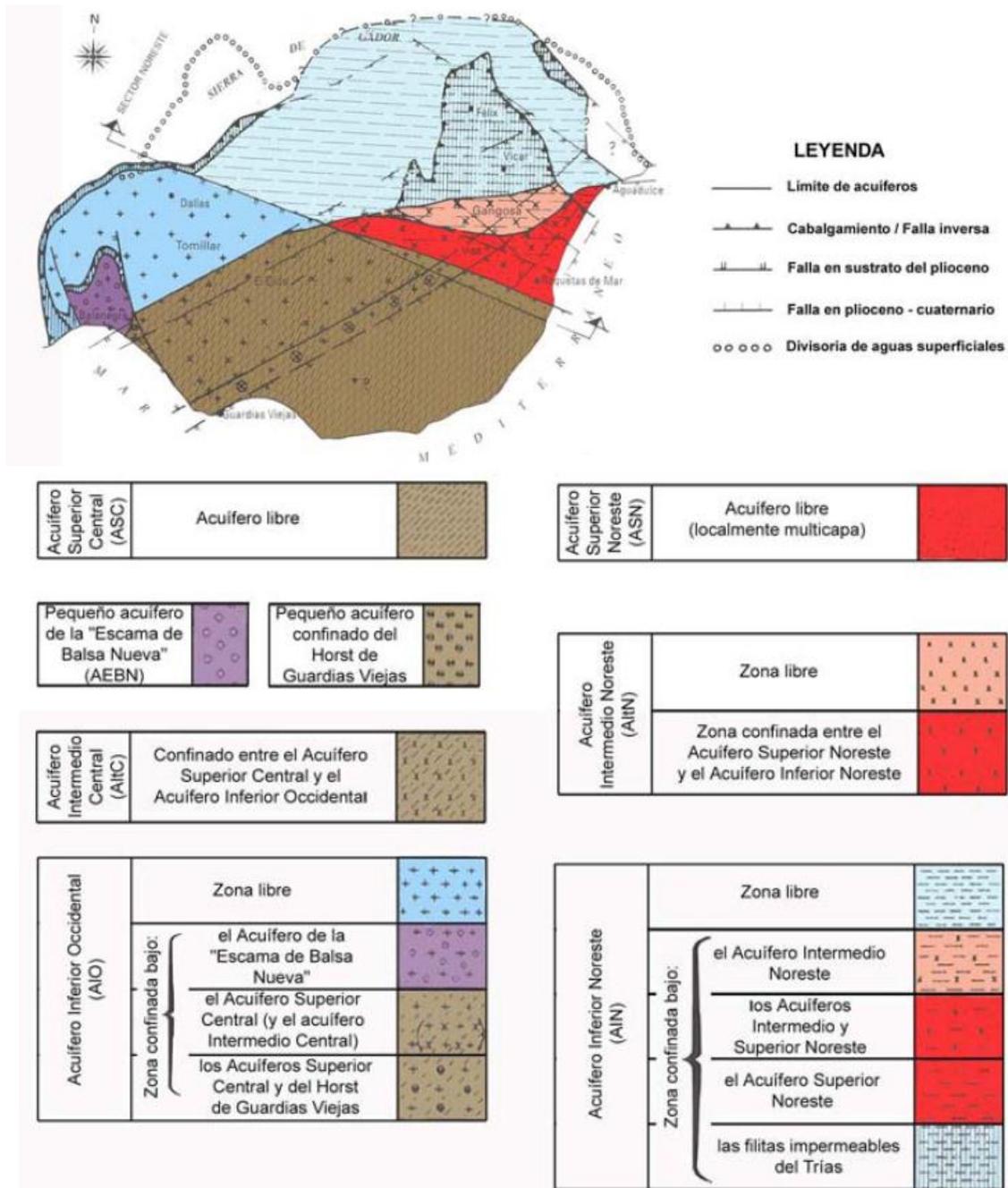
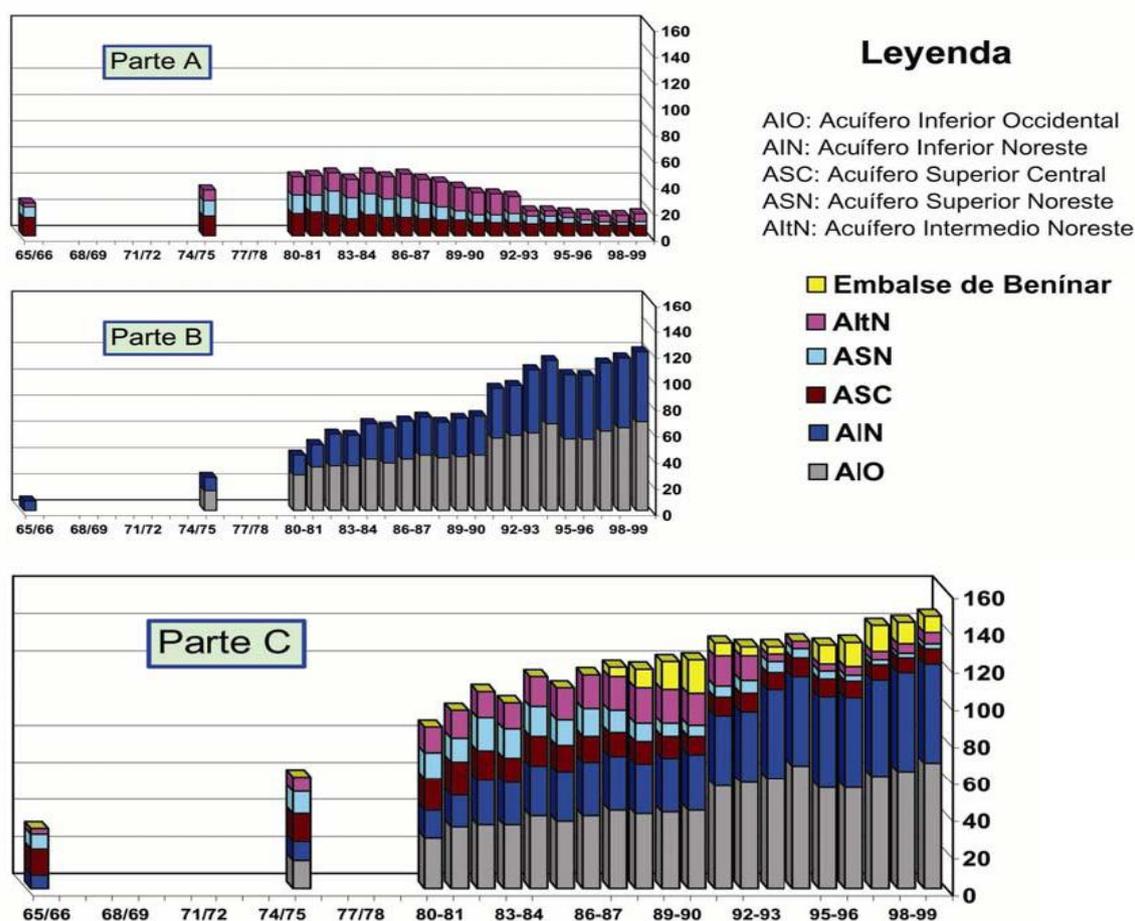


Figura 19. Esquema Hidrogeológico del Sistema Sur Sierra de Gádor – Campo de Dalías. Fuente: IGME, 2003

En la figura 20 se representa la evolución del volumen bombeado desde que se inició la etapa intensiva de la explotación; al principio, la mayor parte de las extracciones se captaban de los acuíferos de cobertura. Posteriormente, el bombeo en los acuíferos inferiores ha venido creciendo hasta situarse en un 85% del total de las aguas subterráneas extraídas en todo el Campo (IGME, 2003).



A: acuíferos de cobertera. **B:** acuíferos inferiores; incluye AEBN con AIO. **C:** agua suministrada a las demandas: bombeo acumulado de todos los acuíferos y aportaciones del Embalse de Benínar.

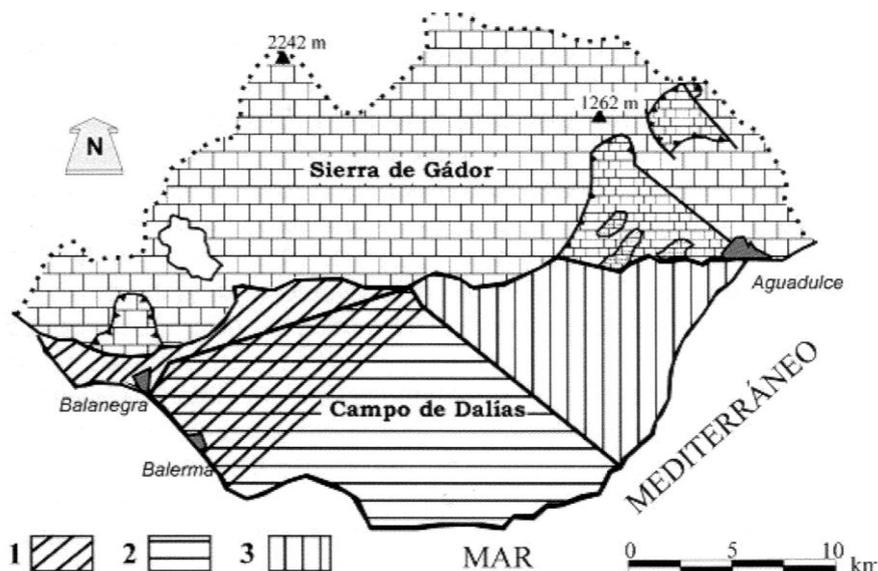
Figura 20. Evolución del bombeo anual (1965-2000), en millones de m³/a (hm³/a), de los acuíferos del Campo de Dalías. Fuente: IGME, 2003.

El esquema de funcionamiento en régimen natural de estos acuíferos era el siguiente: los de cobertera se recargaban con la lluvia útil (por infiltración directa y desde las escorrentías superficiales que alcanzan su superficie) y, salvo el ASC con recargas laterales desde los acuíferos inferiores por el borde de la sierra; su descarga se producía directa o indirectamente hacia el mar y humedales costeros. Los inferiores se recargaban esencialmente por las precipitaciones sobre la Sierra y borde del Campo, con otras aportaciones desde el Acuífero Superior Central (el AIO) y, muy probablemente, desde el Alto Andarax (el AIN); la descarga se producía hacia el mar, directamente sólo desde el AIN, e indirectamente desde ambos a través de los acuíferos de cobertera.

Tradicionalmente se han distinguido tres unidades hidrogeológicas en el Campo de Dalías, que han recibido distintas denominaciones según los autores. La denominación más antigua fue propuesta por los estudios de IGME en el Plan Nacional de Aguas Subterráneas (IGME-IRYDA, 1977-1978):

consideran tres “acuíferos”: Superior Central, Inferior Occidental e Inferior Oriental; éste último también recibe el nombre de “Sector Noreste”, en el que sucesivos trabajos han diferenciado desde tres “acuíferos” hasta cinco “zonas”, atendiendo al número de formaciones que se pueden atravesar en una vertical. La terminología más extendida utilizada por el organismo citado relativa al Sector Noreste es: Acuífero Superior, Acuífero Inferior y Acuífero Intermedio (ITGE, 1998) (Cajamar, 2005).

Por otra parte, también se agrupan los materiales acuíferos del Campo de Dalías en tres unidades hidrogeológicas (Pulido Bosch et al., 1988, 1989; Molina, L. 1997; ITGE, 1995): La Unidad de Balanegra (situada en el sector más occidental del Campo), compuesta por los materiales carbonatados del manto de Gádor y las calcarenitas de edad miocena; La Unidad de Balerma-Las Marinas, formada por calcarenitas pliocenas cuyo muro impermeable correspondería a las margas, también miocenas; y por último la Unidad de Aguadulce (la más oriental de todas), constituida por los materiales calizodolomíticos de los mantos de Gádor y Felix y las calcarenitas miocenas y pliocenas (Cajamar, 2005). Así que a partir de ahora utilizaremos las dos terminologías.



1: Unidad de Balanegra; 2: Unidad de Balerma-Las Marinas; 3: Unidad de Aguadulce.

Figura 21. Esquema hidrogeológico del Campo de Dalías y del borde meridional de la Sierra de Gádor. Fuente: Pulido Bosch, 1998.

7.2. Problemas encadenados del uso de las aguas subterráneas en el Campo de Dalías.

7.2.1. Uso del agua subterránea del Sistema acuífero Sur Sierra de Gádor-Campo de Dalías

En la actualidad la demanda total de agua supera los 198 hm³/año, cantidad que se obtiene prácticamente en su totalidad, de los acuíferos (Demanda abastecida desde la cuenca del Río Adra y acuíferos del Sur de Sierra de Gádor-Campo de Dalías (incluye el abastecimiento de la ciudad de Almería). Estudio general de Demarcación, Agencia Andaluza del Agua, 2008).

Entre los principales usos del agua subterránea del Campo de Dalías según actividades y sectores, la agricultura es la más importante. La productividad del agua obtenida en los cultivos de la zona es cinco veces superior a la media nacional (Agencia Andaluza del Agua, 2009).

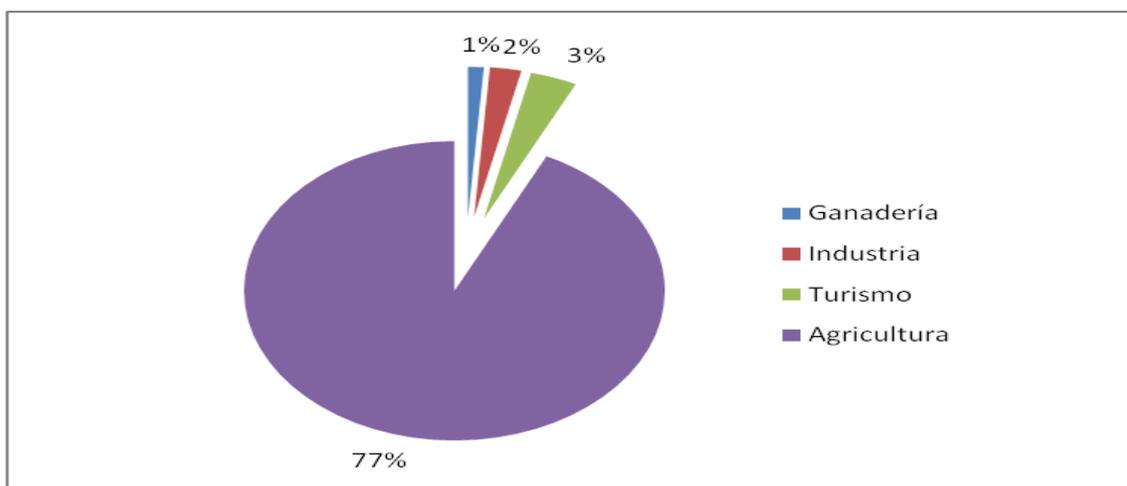


Figura 22. Demanda de agua por actividades y sectores.

Fuente: Agencia Andaluza del Agua, 2009.

En general, el agua de los acuíferos inferiores, como las aguas de toda la Sierra de Gádor, siempre ha sido de menor salinidad, con la mejor calidad para los diferentes usos, también fueron siempre mejores las aguas de algunas zonas de los acuíferos de cobertera (alimentadas subterráneamente por los acuíferos inferiores o, superficialmente, con las escorrentías superficiales desde la sierra, en los bordes de la llanura), que otras áreas de los mismos más cercanas al mar, hacia donde aumentan sus concentraciones salinas, principalmente debido a los cloruros y el sodio. Pero el uso de los acuíferos, además de afectar a la cantidad del agua (evoluciones de los niveles en los distintos acuíferos y del sentido del flujo entre los mismos), afecta también a la calidad del agua, que depende de las sustancias que ésta lleva (IGME, 2003).

Las actividades agrícolas sobre los acuíferos dan lugar a la entrada a éstos de sustancias contaminantes (de fertilizantes, de sustancias químicas que se utilizan para el control de plagas, concentrados salinos, etc.); entran con los excesos del agua de riego (retornos), incluidos en los vertidos sólidos y líquidos (en superficie, en pozos no equipados), etc..

Las actividades urbanas también dan lugar a la entrada de contaminantes (de fugas en redes de saneamiento, colectores, pozos negros, vertederos, etc.). Las sustancias contaminantes se infiltran en la superficie del terreno y viajan hasta el nivel del agua de los acuíferos (por la llamada zona no saturada) y, cuando llegan al agua (a la zona saturada) se mueven con ella y pueden trasladarse de unos acuíferos a otros.

Hay procesos naturales que pueden atenuarlas o retenerlas, principalmente en dicha zona no saturada (entre la superficie del terreno y el nivel del agua del acuífero), siendo mucho más peligrosa la llegada de los contaminantes a la zona saturada (IGME, 2003).

No todos los acuíferos o zonas de los mismos tienen igual facilidad para atenuar estos procesos contaminantes. Se contaminan más fácilmente sus zonas libres (que no están recubiertas por materiales impermeables) y aún más si se trata de materiales fisurados: el agua puede circular más deprisa en ellos, especialmente cuando existen vías preferentes, no dando tiempo a que se retengan parte de los contaminantes. Así, los acuíferos inferiores, cuando afloran en superficie, son muy vulnerables a la contaminación; esto hace que el crecimiento de la superficie de riego, sobre materiales fisurados de la Sierra, pueda dar lugar a riesgos futuros indeseables, particularmente para las aguas destinadas al abastecimiento urbano, lo que deberá tenerse en cuenta (IGME, 2003).

La Figura 23 muestra los principales procesos de contaminación que tienen lugar en la actualidad en los acuíferos del Campo de Dalías, o en determinados sectores de los mismos, representados como si fueran bloques o contenedores para facilitar su explicación. Está simbolizada el agua que contienen: en azul la dulce y en rojo la salada. Un primer vistazo nos muestra que hay zonas saladas que afectan a los distintos acuíferos inferiores; en la parte oriental (B), el área de explotación del AIN en El Viso se sitúa junto a áreas ya salinizadas (La Gangosa, etc.).

Los flujos contaminados en los acuíferos inferiores, procedentes de los de cobertera, se representan con flechas rojas (como plumas cuando proceden de las conexiones de acuíferos a través de sondeos profundos); en el acuífero A10 (A), se producen desde el AEBN y el ASC; en el AIN (B), desde el ASC, el ASN y el AltN.

superficie, con los retornos de las actividades agrícolas y urbanas, hacia el nivel del agua de los acuíferos de cobertera y de las zonas libres de los inferiores, en éstos, con mayor facilidad donde afloran en superficie (zonas de Sierra), cada vez más ocupadas por invernaderos. Los contaminantes también alcanzan la zona saturada de los acuíferos de forma directa, con las transferencias de flujos contaminados: desde acuíferos de cobertera a los inferiores; entre áreas de estos últimos ya salinizadas y otras dulces en explotación; y mediante sondeos profundos que conectan acuíferos de cobertera, ya contaminados, y acuíferos inferiores (IGME, 2003).

Es importante el modo en que se utilizan los acuíferos, ya que un uso inadecuado provoca una serie de consecuencias negativas: son los problemas encadenados de sobreexplotación, salinización, contaminación e inundación (Agencia Andaluza del Agua, 2009).

7.2.2. Sobreexplotación

Los acuíferos del Sur de la Sierra de Gádor-Campo de Dalías se encuentran declarados provisionalmente sobreexplotados desde el 25 de septiembre de 1995.

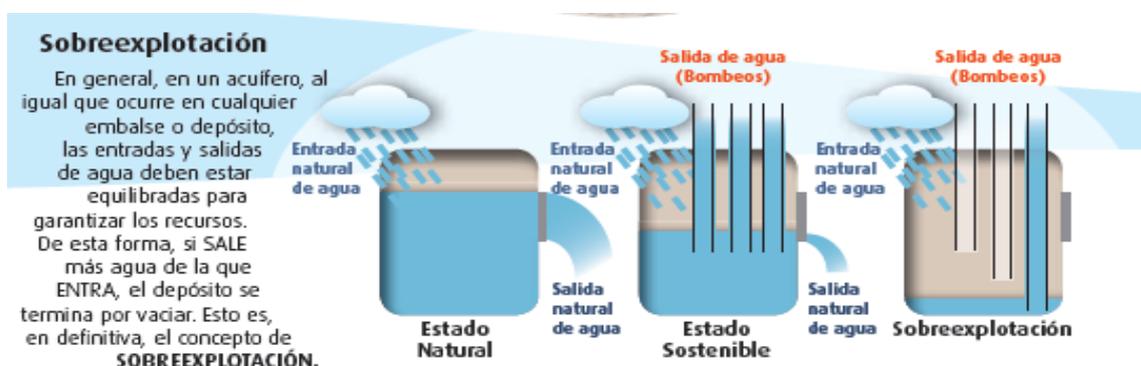


Figura 24. Sobreexplotación. Fuente: Agencia Andaluza del Agua, 2009.

La sobreexplotación de estos acuíferos, ajena a su vulnerabilidad a la contaminación, ha empeorado notablemente la calidad del agua en extensos sectores de los mismos, estando algunos de ellos ya muy afectados por la intrusión marina (IGME, 1998).

Algunas consecuencias directas de la sobreexplotación de los acuíferos son:

- Compactación inducida del terreno

- Compartimentación de acuíferos
- Aumento de los costos de explotación
- Deterioro de la calidad del agua (tal es el caso del Campo de Dalías)
- Intrusión marina en algunos casos.
- Abandono de pozos
- Descenso de los niveles piezométricos

La explotación de las aguas subterráneas por cualquiera de los sistemas posibles que incluyan bombes producen inexorablemente descenso del nivel piezométrico, sea en el entorno inmediato de los pozos o en un amplio área. El descenso puede ser ocasional con posterior recuperación una vez parado el bombeo, o puede ser continuado. La magnitud del descenso depende esencialmente de los parámetros hidráulicos locales, del caudal de bombeo, del volumen total extraído y del régimen de recarga del sistema (Pulido, 2001).

En la Figura 25 se observa que en la mayoría de los piezómetros se produce una subida a partir del año 1988 y se acentúa a partir del año 1991 hasta el 2001, con subidas del orden de 4 ó 5 m. Sin embargo, los piezómetros 75 y 117 registran descensos de 2 ó 3 m en los últimos años, resultado de la influencia de bombes cercanos (Cajamar, 2005).

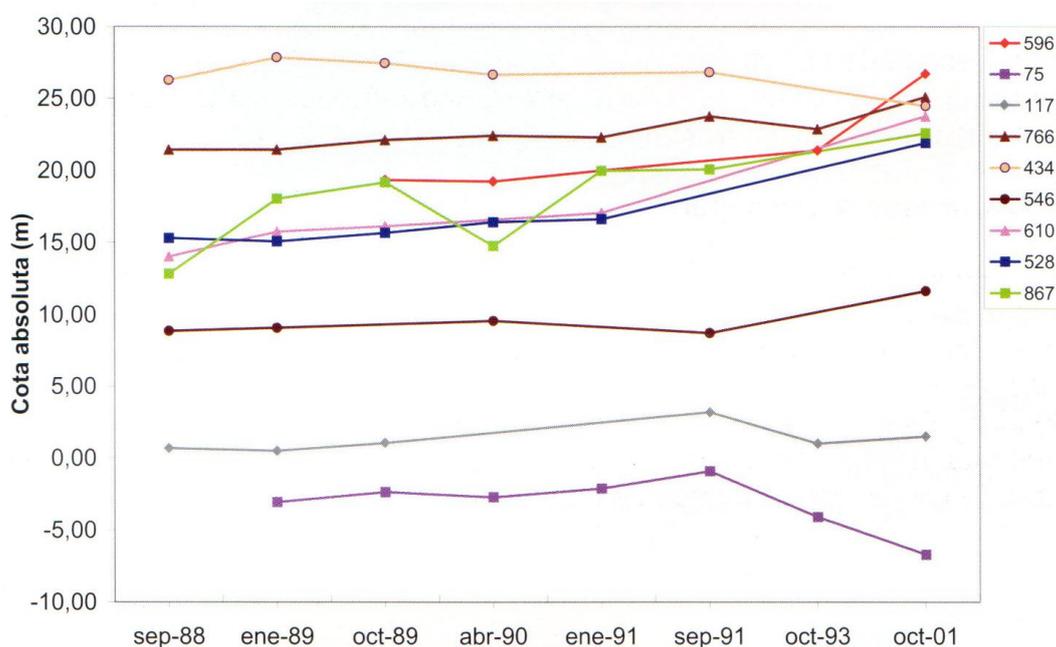
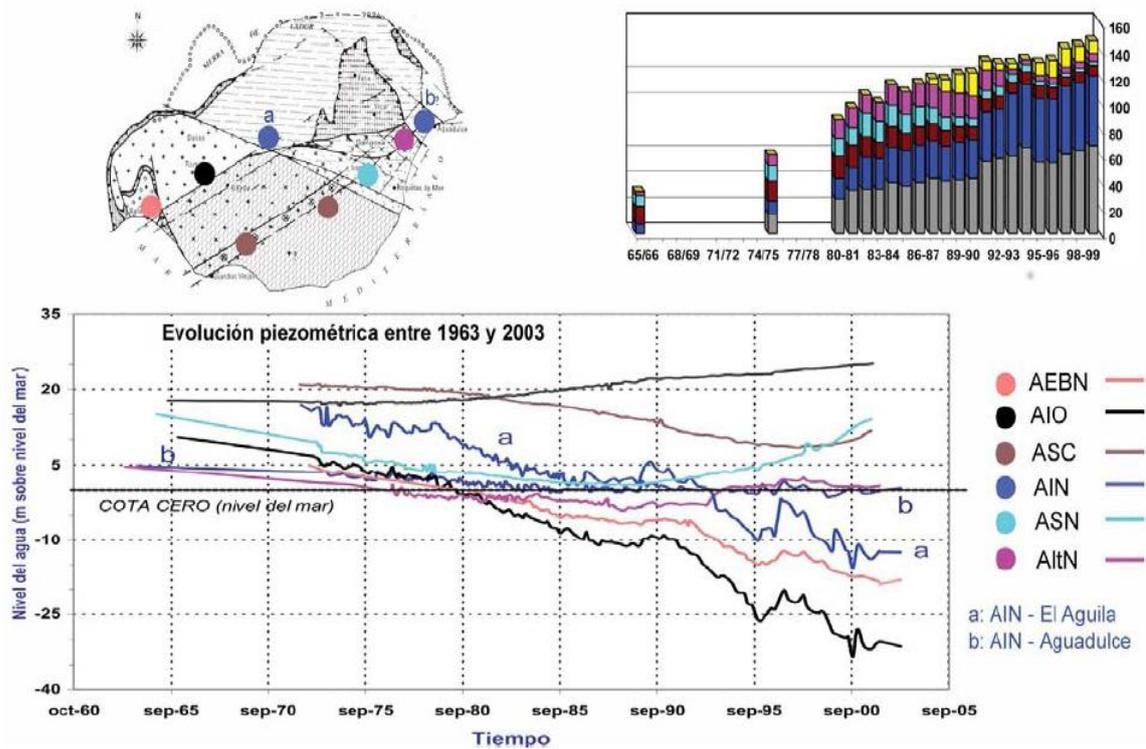


Figura 25. La evolución piezométrica en algunos sondeos de la unidad Balerna-Las Marinas. Fuente: Cajamar 2005.



Superior: los puntos con colores indican situación y acuífero al que corresponden los hidrogramas de la parte. **Inferior:** La evolución piezométrica en algunos sondeos de la

Figura 26. Variaciones del nivel del agua en los principales acuíferos del Campo de Dalías. Fuente: IGME, 2003.

7.2.3. Salinización

Cuando el acuífero que se sobreexplota es costero, llega un momento en que el descenso del nivel de agua provoca que el agua salada del mar avance hacia el interior, invadiendo y salinizando el acuífero (intrusión marina). Cuando esto ocurre, los pozos y sondeos se salinizan y se abandonan por el deterioro de la calidad del agua (Agencia Andaluza del Agua, 2009).



Figura 27. Proceso de intrusión marina. Fuente: Agencia Andaluza del Agua, 2009.

Esto es lo que ha pasado en el Acuífero Inferior Noreste (AIN) en el área de Aguadulce, donde ya casi no se bombea: la extracción se trasladó a áreas más interiores (El Aguila y El Viso) del mismo acuífero, donde aún el agua es dulce (IGME, 2003).

7.2.4. Inundación

Cuando se abandona la explotación del acuífero y con el tiempo éste recupera su nivel de agua original, el acuífero puede recibir nuevas entradas de agua, procedentes de otros acuíferos (retornos de regadíos, de usos urbanos,...) que, sumadas a las entradas naturales, hacen que el nivel del agua se sitúe por encima del original, provocando inundaciones indeseadas.



Figura 28. Humedal Cañada de Las Norias. Fuente: Agencia Andaluza del Agua, 2009.

7.2.5. Contaminación

El contacto directo de un acuífero con la superficie, lo hace también muy vulnerable a la contaminación directa por infiltración. Cuando el agua se filtra por efecto del lavado de los terrenos por los que circula, puede arrastrar sales y sustancias contaminantes (fertilizantes, pesticidas y residuos) que alteran la calidad del agua subterránea.

La importante recarga por retornos en las capas libres de los acuíferos de cobertera está produciendo también contaminación en éstos, siendo cada vez más frecuentes las concentraciones de nitratos próximas a 100 mg/l (con valores superiores a 400 mg/l localizados en pozos próximos a poblaciones) (Pulido Bosch, 1998).

7.3. Situación actual de la contaminación en acuíferos Campo de Dalías-Sierra de Gádor

La Directiva Marco de Aguas (DMA), incorporada al ordenamiento jurídico español mediante el Texto refundido de la Ley de Aguas (TRLA) y el

reglamento de Planificación Hidrológica (RPH), determina que los estados miembros de la Unión Europea deberán establecer las medidas necesarias para alcanzar el buen estado de las aguas superficiales y subterráneas a más tardar a los 15 años después de la entrada en vigor de la Directiva. Para ello en los planes hidrológicos de cuenca se deben identificar las masas de agua y definir los objetivos ambientales que corresponden a cada una de ellas. La Tabla 3 presenta los objetivos establecidos para las diferentes masas de agua y la metodología seguida para definirlos. Esta tabla corresponde con un anejo del Apéndice VIII.2, editado por la Consejería de Medio Ambiente y la Agencia Andaluza de Aguas en el que se incluyen las fichas de exenciones en masas de agua subterránea, estas exenciones se deben a prórrogas para la consecución de los objetivos medioambientales o a que son objetivos menos rigurosos.

Aunque entre estas exenciones se encuentran otras localizaciones de la provincia de Almería, destacamos el contenido actual de nitratos de la masa de agua Campo de Dalías- Sierra de Gádor, que supera con creces el valor establecido por las normas de calidad.

Código y nombre 060.013 Campo de Dalías-Sierra de Gádor

Categoría: Masa de agua subterránea

Tipo: Mixta

Localización:

La masa se sitúa en la zona suroccidental de la provincia de Almería y se extiende desde el tramo alto del río Canjáyar, al norte, hasta los municipios de El Ejido y Roquetas de Mar, al sur.

Justificación del ámbito o agrupación adoptada: La justificación se realiza a escala de masa de agua.

Descripción:

Los principales problemas que afectan a la masa de agua son los siguientes:

- 1) Contaminación de nitratos por origen agrario.
- 2) Contaminación por fitosanitarios.
- 3) Contaminación por vertido de aguas residuales urbanas.
- 4) Contaminación de origen industrial y otros.
- 5) Sobreexplotación de acuíferos, intrusión marina y otros procesos de salinización.

Brecha:

Todos los indicadores de estado son limitantes para el cumplimiento de los objetivos medioambientales, concretamente los parámetros índice de explotación, tendencias piezométricas, conductividad eléctrica, nitratos, plaguicidas individuales y totales, plomo, mercurio, amonio, cloruros y sulfatos, siendo la desviación entre el estado actual y los objetivos de referencia la que se indica a continuación:

Objetivo	Indicador	Elemento de calidad	Parámetro		
			Actual	Referencia	
Buen estado cuantitativo	Nivel de agua subterránea	Índice de explotación	1,73	0,8	
		Tendencias piezométricas	Descendente	Estabilidad	
Objetivo	Indicador	Elemento de calidad	Estado actual	Valor umbral	Norma de calidad
Buen estado químico	Conductividad	C.E. (µS/cm)	5.310	2.500	
		Nitratos (mg/l)	282		50
	Contaminantes	Plaguicidas individuales (µg/l)	0,5		0,1
		Plaguicidas totales (µg/l)	0,59		0,5
		Plomo (mg/l)	0,589	0,05	
		Mercurio (mg/l)	0,002	0,001	
		Amonio (mg/l)	3,8	0,5	
		Cloruros (mg/l)	1.039	250	
Sulfatos (mg/l)	509	250			

Medidas necesarias:

Las medidas que se contemplan en el análisis realizado para la definición de plazos y objetivos son las siguientes:

- 1) Constitución de comunidad de usuarios y elaboración del plan de explotación
- 2) Programa de equipamiento de sistemas de medición y control de consumos
- 3) Desaladoras del Campo de Dalías
- 4) Desaladora en el poniente almeriense
- 5) Recarga artificial del Campo de Dalías
- 6) Modernización de regadíos en la comarca de Campo de Dalías
- 7) Explotación conjunta en cuenca del Adra y Campo de Dalías
- 8) Saneamiento, depuración y reutilización de aguas del Campo de Dalías
- 9) Actuaciones complementarias de reutilización de aguas residuales en el Campo de Dalías. Planta de Roquetas, de El Ejido y de Adra
- 10) Conexión del depósito de Pipa Alta al de San Cristóbal.T.M. Almería
- 11) Continuación de los Programas de Control y seguimiento de las medidas adoptadas frente a la contaminación por nitratos en la zona 12 "Campo de Dalías-Albufera de Adra".
- 12) Actuaciones relativas a la resolución de problemas de contaminación por fitosanitarios

Viabilidad técnica y plazo:

Las actuaciones de incorporación de recursos no convencionales y modernización de regadíos y de sustitución de parte de los recursos subterráneos utilizados en la actualidad en el abastecimiento de la ciudad de Almería por otros orígenes, se prevé que permitan alcanzar el equilibrio de explotación de las aguas subterráneas y el inicio de la recuperación de los niveles piezométricos. No obstante, la evolución esperada de la concentración de nitratos no es previsible que permita la consecución del buen estado químico en 2027.

Análisis de costes desproporcionados:

La eliminación parcial o total de la actividad de regadío en la zona, responsable de los niveles de nitratos alcanzados no puede asegurarse que permita la consecución del buen estado. Además, cabe reseñar que estas medidas de desafección afectarían a una de las actividades básicas en la economía de la zona, responsable de una producción anual evaluada en unos 950 millones de euros, cuya desaparición limitaría gravemente las posibilidades de subsistencia de los cerca de 200.000 habitantes de la comarca.

Análisis de medios alternativos:

Las medidas propuestas se basan fundamentalmente en un incremento en la eficiencia en el uso del recurso, la aplicación de mejores prácticas agrarias que reduzcan la presión por nitratos y la aportación de recursos no convencionales, reutilización y desalación, de manera que se consiga un equilibrio en la explotación de los recursos subterráneos que permita una cierta recuperación de los niveles piezométricos.

Esta mejora en el estado cuantitativo incidirá positivamente en la mejora del estado químico de la masa, aunque la contracción del contenido de nitratos depende sobre todo de la aplicación de sistemas productivos agrarios sostenibles, con una reducción de la carga fertilizante. La única alternativa para mejorar las condiciones cuantitativas sería la utilización de un mayor volumen de recursos desalados que la contemplada en el programa de medidas, lo que permitiría un menor uso de los recursos subterráneos y una más rápida recuperación cuantitativa de la masa. Sin embargo, esta mejora en las condiciones cuantitativas, dado el análisis realizado sobre las previsiones de evolución de los nitratos, no sería probablemente suficiente para llevar la masa al cumplimiento de los objetivos en los horizontes del Plan.

Objetivo y plazo adoptados:

Objetivos menos rigurosos

Indicadores:

Objetivo	Indicador	Elemento de calidad	OMA 2027
Buen estado cuantitativo	Nivel de agua subterránea	Índice de explotación	0,8
		Tendencias piezométricas	Estabilidad y cotas positivas
Objetivo	Indicador	Elemento de calidad	OMA 2027
Buen estado químico	Conductividad	C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2.500
		Nitratos (mg/l)	70*
	Contaminantes	Plaguicidas individuales ($\mu\text{g}/\text{l}$)	0,1
		Plaguicidas totales ($\mu\text{g}/\text{l}$)	0,5
		Plomo (mg/l)	0,05
		Mercurio (mg/l)	0,001
		Amonio (mg/l)	0,5
		Cloruros (mg/l)	250
Sulfatos (mg/l)	250		

* Los valores de concentración de nitratos estimados por el estudio de la Universidad Politécnica de Valencia son superiores a los 50 mg/l que establecen las normas de calidad, por lo que el cumplimiento de los OMA no sería factible en el año 2027.

Tabla 3. Ficha de exención de la masa de agua subterránea Campo de Dalías-Sierra de Gádor.
Fuente: Consejería de Medio Ambiente, 2009.

Es de notar contenidos superiores a 100 mg en la unidad de Balerna-Las Marinas, Balanegra y Aguadulce, cantidades que rebasan claramente el nivel máximo permitido para aguas de abastecimiento y que indican un proceso de contaminación por nitrato debido a las actividades agrícolas que se desarrollan en la zona. Puede cuantificarse la aportación de nitrato de diferente procedencia al Campo de Dalías. Debido al contenido en nitrato del agua lluvia unas 125 Tn/año, por aguas residuales urbanas que se filtran en los acuíferos 150 Tn/año, a causa del abono animal y compost 4.400 Tn/año, por regadíos 1.800 Tn/año, debido al uso de fertilizantes orgánicos 3.000 Tn/año, lo que hace un total de 9.500 Tn/año; si bien de esa cantidad se deducen las salidas por bombeo de aguas, unas 1.950 Tn/año, se obtiene un exceso de 7.550 Tn/año, que bien se encuentran en el suelo, bien en la zona no saturada o en la saturada, sometidos a los procesos de transformación correspondientes (Martínez Vidal, 1997).

Los contenidos de nitrato se observan en la Figura 29 los valores inferiores a 0,2 meq/l están al borde de la Sierra y aumentan hasta 2,6 meq/l en la costa. El manantial de Guardias viejas tiene un contenido de 2,48 meq/l. El acuífero profundo no tiene nitratos (Cajamar, 2005).

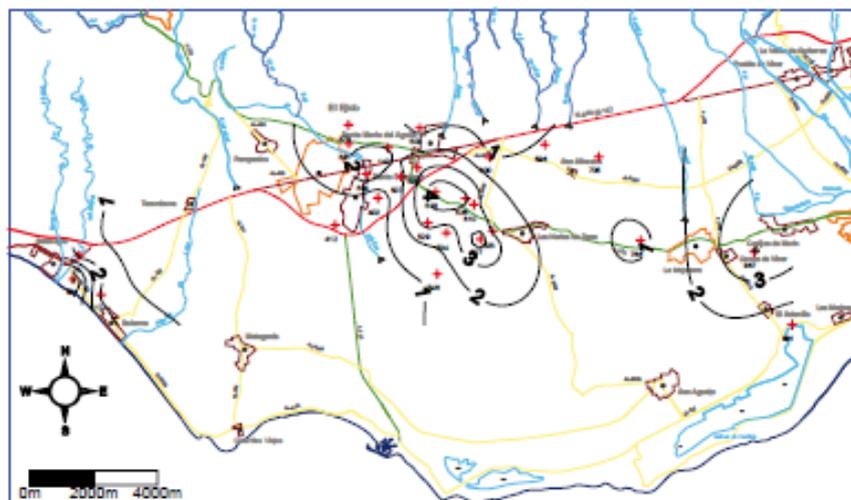


Figura 29. Mapa de isovalores de concentración de nitratos $\text{mmol NO}_3^- \text{l}^{-1}$ en el acuífero superficial del Campo de Dalías. Fuente: Cajamar, 2005.

Los estudios hidrogeoquímicos y de calidad llevados a cabo en las dos unidades “profundas” muestran los siguientes datos de concentraciones de iones que afectan a la calidad de las aguas subterráneas según profundidades:

De los análisis químicos de las aguas del Campo de Dalías del primer muestreo realizado durante los meses de mayo a junio de 2001, con un total de 132 puntos, de los que 124 han sido incluidos en el análisis estadístico se obtiene una concentración media de NO_3^- de 52,22 mg/l, un error estándar de 7,5 y con un mínimo y máximo de 0 y 414,8 mg/l.

En la Unidad de Balerna-Las Marinas:

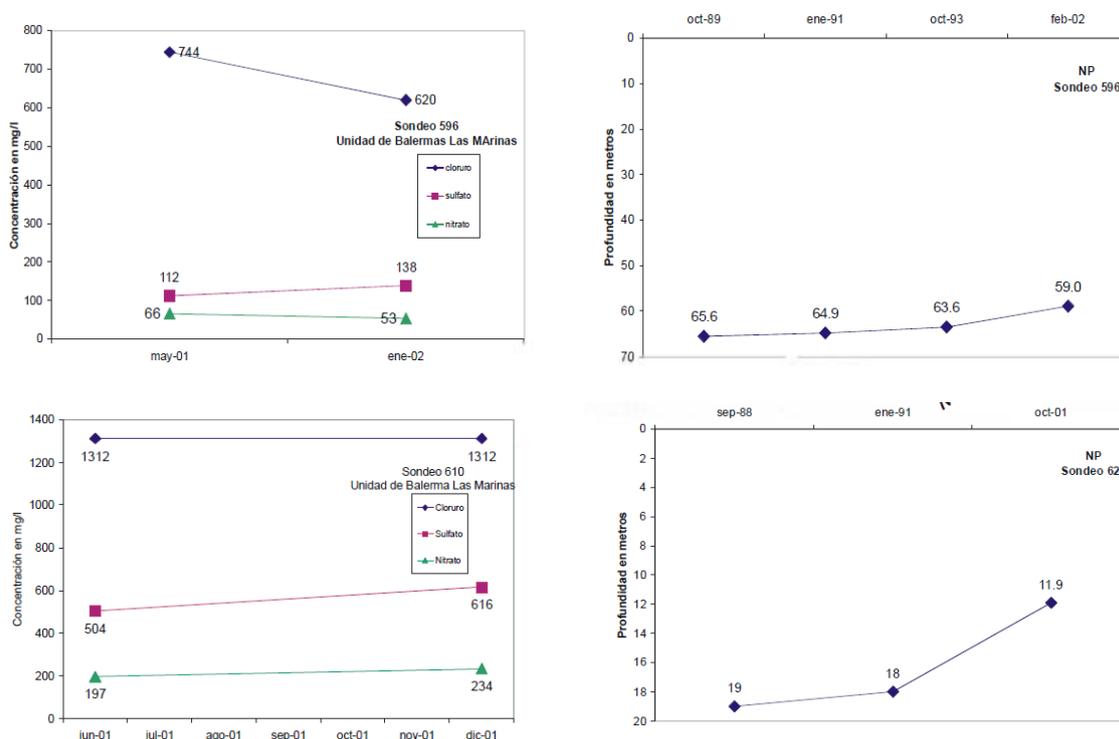


Figura 30. Evolución del nivel y de parámetros químicos en varios sondeos de la Unidad de Balerna-Las Marinas. Fuente: Pulido, 2002.

La Figura 30 muestra la evolución de la concentración de cloruros y nitratos en un sondeo de explotación del citado acuífero. La evolución observada en la concentración de nitratos en la Figura 31 refleja los efectos de la incorporación de los excedentes del regadío al acuífero de cobertera que se transmite lateralmente hacia el acuífero inferior.

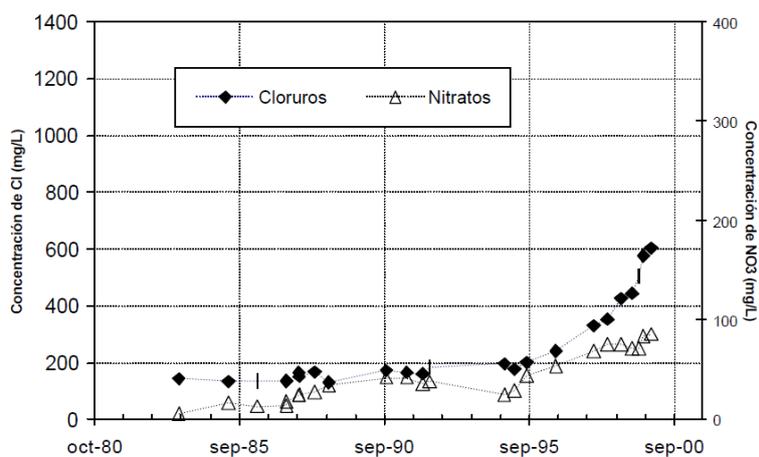


Figura 31. Evolución de las concentraciones de Cl⁻ y NO₃⁻ en el sondeo de explotación del acuífero de la "Escama de Balsa Nueva" Periodo 1980-2000.

Fuente: Domínguez Prats et al., 2001

7.3.1. Fuentes potenciales de contaminación en los acuíferos del Campo de Dalías

La gran concentración de actividades sobre el Campo de Dalías y la elevada explotación de los acuíferos que ello conlleva, diversifica de manera notable las posibilidades de contaminación. Las principales fuentes de contaminación no puntuales son las derivadas de actividades agrícolas (directa o indirectamente) y la explotación desordenada que origina la intrusión marina, mientras que las puntuales las integran los residuos líquidos y sólidos urbanos, como se observa en la Figura 32.

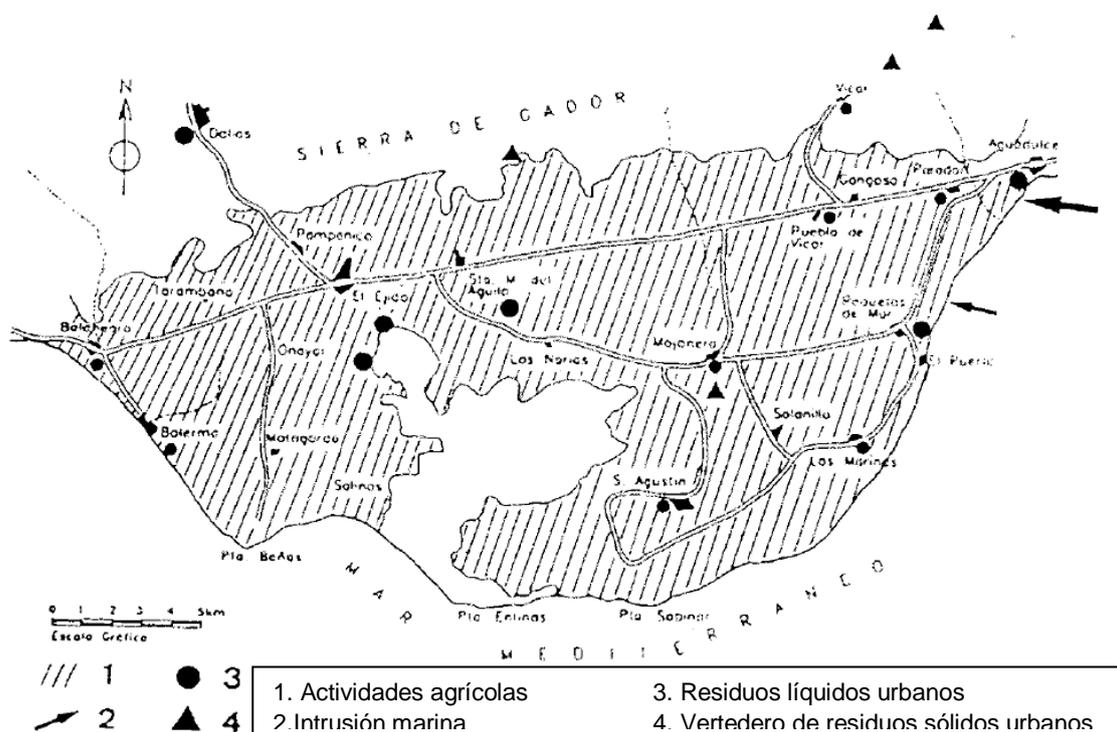


Figura 32. Fuentes potenciales de contaminación en el Campo de Dalías.

Las actividades agrícolas contaminan las aguas subterráneas con materia orgánica, pesticidas y materiales pesados. Si se tiene en cuenta que en todo el Campo se cultivan cerca de 16.000 ha se comprende el elevado impacto teórico que cabe esperar.

El contenido en ión nitrato puede ser un constituyente adecuado para caracterizar dicha contaminación. Existen datos del contenido de nitratos en aguas subterráneas del Campo de Dalías desde 1986 hasta 1992 entre los que se observan los valores más altos en las áreas costeras, superando los 200 mg/l y en el resto del Campo los valores varían entre 25 y 50 mg/l.

Con anterioridad (Pulido Bosch et al., 1992) se hizo una aproximación a la cuantificación del aporte de nitrato al acuífero de Balerna-Las Marinas, que

dio como resultado que para una extensión de 9.000 ha había unos aportes de 7.500 t/año de nitratos; si lo hiciéramos extensivo a todo el Campo de Dalías (16.000 ha), los aportes serían de 13.200 t/año, que se encontrarían en el suelo, en la zona saturada, sometidos a los procesos de transformación correspondientes, incluyendo la vuelta a la atmósfera, dentro del ciclo del Nitrógeno, y en la franja saturada. (Pulido Bosch et al., 1997).

8. Soluciones al problema de los nitratos

El manejo local de los cultivos en suelo han sido caracterizados en varias encuestas realizadas en invernaderos comerciales (Pérez-Parra J.J. y Céspedes A., 2001; Fernández et al., 2004; Thompson et al., 2007). Estas encuestas sugieren determinadas prácticas que pueden contribuir a pérdidas de nitratos de cultivos desarrollados en suelo. Estas prácticas pueden dividirse en prácticas de riego y prácticas de abonado, ya que ambos, el riego y el manejo de N afectan a la lixiviación de nitratos.

- Las prácticas de riego que pueden contribuir a la lixiviación de nitratos son:
 - Riegos elevados aplicados para desinfección química del suelo, previo al trasplante y para lavar sales.
 - Riegos superiores a las necesidades hídricas durante las primeras semanas del cultivo después del trasplante para asegurar la supervivencia de las plántulas.
- Las prácticas de abonado que pueden contribuir a la lixiviación de nitratos son:
 - Uso de esquema de abonado fijo para cada cultivo, con modificaciones en función del estado de desarrollo del cultivo y de las condiciones climáticas.
 - Poca consideración de otras fuentes de N, como aplicaciones anteriores de estiércol, o del N presente en el suelo.
 - Aplicaciones de grandes cantidades de estiércol, que comúnmente aportan 400 kg N/año o más (Granados et a, 2007).

8.1. Manejo del riego

Estudios recientes han demostrado que un manejo controlado del riego y de la fertilización nitrogenada, basado en el mantenimiento de la concentración de NO_3^- en la solución del suelo dentro de unos valores adecuados a las necesidades del cultivo, conjuntamente con un ajuste de las dotaciones de riego, permite reducir la contaminación por nitratos en el subsuelo sin perjudicar el rendimiento ni la calidad de la cosecha (Granados et al. 2005, Jiménez et al. 2006).

Existen herramientas para el manejo eficiente del riego durante un cultivo:

- El programa PrHo (Fundación Cajamar) puede ser utilizado para calcular un plan de riego según la demanda del cultivo, además las medidas realizadas con tensiómetros pueden utilizarse para ajustar los volúmenes de riego a aportar. Como guía general, manteniendo el potencial mátrico del suelo entre 10 y 30 cbares en suelos de textura ligera y entre 15 y 40 cbares en suelos de textura más pesada, asegurará un crecimiento óptimo y reducirá las pérdidas de drenaje.
- El uso combinado de un programa (PrHo) y un método de monitorización (tensiómetros) es un ejemplo de manejo prescriptivo-correctivo. El manejo prescriptivo es un manejo basado en una planificación previa, y el manejo correctivo es el uso de la monitorización para ajustar el manejo de un insumo.
- En relación a los grandes volúmenes de agua de riego asociados a la desinfección química de suelo y el riego de pre-trasplante, la reducción de estos riegos a un volumen mínimo efectivo y la reducción de grandes cantidades de nitrato en el suelo, procedente del abonado excesivo de cultivos anteriores, podrán reducir la cantidad de nitratos perdida por lixiviación durante esta fase (Granados et a, 2007).

El fertirriego constituye la principal herramienta para la modificación de la disolución del suelo. La programación de la fertirrigación no se puede generalizar y debe ser concreto para cada caso. En este sentido, se debe tener en cuenta que en las condiciones de cultivo de Almería, el potencial osmótico es el elemento fundamental del potencial hídrico. Para el diseño de la fertirrigación hay que tener en cuenta que la variación del potencial matricial modifica el potencial osmótico, por lo que es necesaria la evaluación simultánea de ambos en la gestión de la fertirrigación. La composición de la disolución nutritiva se puede diseñar teniendo en cuenta la contribución

porcentual de la disolución nutritiva a la disolución del suelo, para los siguientes parámetros: C.E., NO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y Cl^- (Lao, 1998).

La gestión del fertirriego mediante el uso combinado de sondas de succión y tensiómetros permite un control racional del suministro de agua y de nutrientes al cultivo. Esto supone una disminución en el consumo de agua y de fertilizantes con unos rendimientos adecuados y, consiguientemente, una reducción de la contaminación (Lao, 1998).

8.2. Manejo del estiércol

El estiércol se aporta al suelo de los invernaderos de Almería para aumentar el contenido de materia orgánica, y mejorar las propiedades físicas del suelo. Normalmente, durante la construcción del invernadero se realizan grandes aportes de estiércol, además se realizan retranqueos y “carillas” con aporte de estiércol de forma periódica.

Las cantidades de estiércol aplicadas, en la mayoría de los casos aportan en general mucho más N que el límite impuesto por la UE y la legislación estatal y andaluza (170 kg N/ha). En este momento no está claro si este límite será aplicado a los aportes de compost. La limitación impuesta por la normativa a los aportes de estiércol, hace necesario que se identifiquen otras prácticas que puedan contribuir a mejorar las características físicas de estos suelos.

8.3. Manejo del Nitrógeno

El manejo prescriptivo-correctivo también puede ser aplicado a la fertilización. El manejo prescriptivo de N consiste en la estimación de las necesidades de N de un cultivo. Estudios experimentales han desarrollado programas informáticos que pueden ser utilizados para calcular las cantidades de N a aportar diariamente. Sin embargo, estos programas no están disponibles comercialmente.

Para el manejo correctivo del N existen varios modos de monitorización. Entre ellos está el análisis de savia, análisis de clorofila, determinación del contenido de N de un cultivo, y el análisis de la concentración de nitratos en la solución del suelo. El análisis de nitratos en la solución del suelo de invernaderos de Almería ha demostrado ser un método efectivo y de fácil aplicación, por lo cual se describirá a continuación.

8.4. Monitorización de la concentración de nitratos en la solución del suelo

El uso combinado de sondas de succión y de test analíticos rápidos puede permitirnos conocer de forma casi inmediata, durante el desarrollo del cultivo, si el programa de fertilización nitrogenada que se está llevando a cabo es adecuado, indicándonos si se está produciendo una acumulación de nitratos en el suelo (Granados et. al, 2005).

Entre las consideraciones a tener en cuenta de los métodos directos de medida del flujo de agua en el suelo a una determinada profundidad están: el carácter puntual de la medida y la modificación del suelo debida a la instalación del equipo de medida (Ramos, 1999).

8.4.1. Sondas de succión

Diversos estudios muestran que las sondas de succión se pueden usar para identificar una fertilización nitrogenada excesiva y para mantener la concentración de NO_3^- en la solución del suelo relativamente constante (Granados et al., 2005).

Estas sondas, actualmente son utilizadas por muchos agricultores y técnicos en la zona para el control de la salinidad (conductividad eléctrica) (Granados et a, 2007).

En los últimos años ha habido un gran interés en emplear las sondas de succión para la gestión de la nutrición en sistemas hortícolas intensivos. Debido a su fácil uso y a que puede permanecer en el suelo durante todo el cultivo, permite la monitorización de la salinidad y contenido de nutrientes del suelo. El contenido de nutrientes de la solución de suelo se puede considerar como el contenido de nutrientes inmediatamente disponibles (Burt et al, 1995; Carreño y Magán, 2000) de forma similar a las medidas en el extracto de saturación (Joya, M. 2001).

Normalmente los muestreadores de cápsula cerámica constan de un tubo de PVC en el que en un extremo se pega una cápsula cerámica porosa y en el otro extremo, que es el que sobresale del suelo, lleva un tapón que permite la aplicación de una determinada succión que se mantiene casi constante durante varios días. Estos muestreadores se instalan en un agujero que se hace en el suelo con un diámetro ligeramente superior al del tubo que lleva la cápsula cerámica, introduciéndolos hasta que la cápsula cerámica llega al fondo del agujero. Para facilitar el contacto hidráulico de la cápsula con el suelo de alrededor, se suele preparar inmediatamente antes de introducir el

muestreador en el agujero una pasta hecha con el mismo suelo o con caolín que se introduce en el fondo del agujero (Ramos, 1999).

La muestra se recoge en una botella de cristal topacio, ya que el vacío disminuye conforme se incrementa el tamaño de muestra (Lao, 1998).

El número de cápsulas a emplear depende de la variabilidad espacial de la concentración de nitrato esperada y de la precisión que se desee. Por ejemplo, Alberts et al. (1977) encontraron que en sus mediciones de campo, para obtener un valor medio que estuviera dentro del 5% y 10% del valor verdadero, con un 95 % de nivel de confianza, hacía falta tener 246 y 64 cápsulas, respectivamente (Ramos, 1999).

La variabilidad observada entre repeticiones que es característica de las sondas de succión (Grossmann, J. y Udluft, P. 1991), es atribuida a la variabilidad en las propiedades físicas y químicas del suelo, y también a la heterogeneidad en la distribución del agua y nutrientes en el suelo que está asociada con el riego por goteo (Granados et al., 2007).

Este método de extracción se basa en la conexión de la fase acuosa del suelo con otra fase acuosa a la que se le aplica vacío. El mecanismo para mantener esta diferencia de presión se realiza a través de una pared porosa saturada de agua. Las fuerzas capilares del agua en el suelo se oponen a la succión ejercida, cuando el potencial mátrico es inferior al vacío aplicado, se genera un gradiente de presión y la disolución pasa a través de los poros de la cápsula, almacenándose en su interior (Lao, 1998).

Se recomienda que la succión que se aplica a los tubos que llevan las cápsulas sea sólo ligeramente superior a la tensión del agua en la zona del suelo donde se muestrea (Barbee y Brown, 1986).

Se obtiene un volumen de muestra adecuado a tensiones inferiores a -30 kPa y valores de pH, C.E. NO_3^- , K^+ , H_2PO_4^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , Na^+ y Cl^- aceptables para la interpretación del estado nutritivo de suelos y sustratos. A esas tensiones no existen grandes variaciones de la disolución del suelo en un periodo entre riegos, excepto para sodio y cloruros (Lao, 1998).

Una vez extraída la solución del suelo de la sonda, se determina mediante análisis químico la concentración de nitrato que está disponible para el cultivo en ese momento determinado. En la misma solución de suelo extraída para determinar la conductividad eléctrica, es sencillo analizar los nitratos. Hay dos métodos para analizar la concentración de nitratos: en un laboratorio comercial o mediante test rápidos de análisis que se pueden realizar en la misma finca (Granados et al., 2007).

8.4.2. Equipos analíticos portátiles

Hoy día existen en el mercado pequeños equipos analíticos portátiles muy ligeros que permiten analizar un rango de nutrientes en la misma finca evitando el tiempo y coste asociado a su transporte al laboratorio y permitiendo la obtención de un resultado analítico en varios minutos (Joya, M. 2001).

Los equipos analíticos portátiles que permiten análisis rápidos de nutrientes pueden ser útiles en sistemas hortícolas intensivos para realizar análisis en la misma finca que verifiquen las concentraciones nutritivas aplicadas, y para monitorizar el estado nutricional del cultivo a partir de análisis de la solución del suelo (Thompson et al. 2005).

Holden y Scholefield (1995) trabajó con un reflectómetro (RQFlex reflectometer. E. Merck 64271 Alemania) usando con él las tiras de nitratos (Reflectoquant. E. Merck. Alemania). Utilizó el reflectómetro para medir la concentración de nitratos y cloruros en la solución extraída con sondas de succión. Comprobó la exactitud del reflectómetro analizando soluciones estándar de $\text{NO}_3\text{-N}$ de diferentes concentraciones, y comparó los valores con los obtenidos por el laboratorio, siendo la correlación entre las muestras de $R^2=0.99$. En su experimento era imprescindible la rapidez en la realización del análisis de las muestras tras su recogida. Comprobó que con el reflectómetro, en una hora era capaz de analizar las 54 muestras. De esta manera evitaba almacenar las muestras y la posible variación en la concentración de la misma.

Estudios realizados por la Universidad de Almería y la Fundación Cajamar han evaluado sistemas rápidos para análisis en campo de nitrato en cultivos hortícolas que pueden ser útiles para monitorizar el estado nutricional (NO_3^-) del cultivo y del suelo: soluciones acuosas (AS), solución del suelo (SS), muestras de savia (PS) y soluciones de fertirriego (NS). Se evaluó el reflectómetro RQFlex de Merck y el colorímetro C115 de Hanna. Como resultado, el reflectómetro fue generalmente preciso en los medios evaluados, fue rápido (1 min/análisis) y simple de usar. El colorímetro tuvo generalmente una exactitud similar; sin embargo, las medidas fueron más lentas, requiere preparación de reactivos y presentó interferencias con el color de las muestras. En las NS más concentradas, hubo un error relativamente grande que se atribuye a fallos en la dilución (Thompson et al. 2009).

Si la concentración de nitratos aumenta a lo largo del tiempo, indica que el N se está aportando en exceso, ya que se está produciendo una acumulación en el suelo. Si la concentración de nitrato disminuye con el tiempo, probablemente el N aportado está siendo insuficiente. En estudios experimentales en Almería, se han utilizado límites de concentración de nitratos en la solución del suelo extraída con sondas de succión entre 8-12 mmol L⁻¹ a

lo largo del ciclo de cultivo de pimiento, con buenos resultados productivos y reduciendo las pérdidas de nitratos por lixiviación. Estos valores son conservadores, pero combinados con la determinación de la tendencia de la concentración, proporcionan un punto de partida útil como aproximación en el manejo de la fertilización nitrogenada con sondas de succión (Granados et al, 2007).

Es difícil definir el comportamiento del reflectómetro en la determinación de amonio, porque el rango de medición del aparato es muy pequeño y además sobreestima los valores reales de la concentración haciendo salir los valores de su rango de medición (Joya, M. 2001).

MATERIAL Y MÉTODOS

1. Descripción del ensayo

El ensayo se realizó en un invernadero de cubierta asimétrica de 1000 m² ubicado en el Centro de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA) de La Mojonera (Almería). Se llevó a cabo un cultivo de pimiento (*Capsicum annum*) tipo California, cultivar “Melchor” a una densidad de 2 plantas m⁻² y una duración del ciclo de cultivo de 250 días. Se establecieron cuatro sectores de riego, dos repeticiones para cada uno de los tratamientos de fertirrigación: sectores N-E y S-O con manejo convencional (TC) y sectores N-O y S-E con manejo controlado (TN) (Figura 36) manteniendo el cultivo en iguales condiciones en lo que al resto de prácticas de cultivo se refiere.

- **Tratamiento convencional (TC)** en el que se siguen prácticas habituales de la zona (Navas et al. 1999, Casas et al. 1999) Se controlan niveles de salinidad midiendo conductividad eléctrica en la solución extraída del suelo.
- **Tratamiento de manejo controlado (TN)** en el que las aplicaciones de fertilizantes nitrogenados se han ido corrigiendo durante el ciclo de cultivo intentando ajustar los niveles de NO₃⁻ en la solución del suelo en el rango 8-12 mmol L⁻¹ (Granados et al. 2007).



Figura 33. Diseño experimental.

Para cada tratamiento se tomaron dos parcelas a modo de repetición. En cada parcela se instalaron 5 sondas de succión de cerámica porosa (Irrometer

Co. USA) con una botella de topacio. Estas sondas están instaladas a una profundidad de 20 cm y distanciadas del emisor 15 cm. (Figura 34).

Semanalmente, se tomaron muestras de la solución del suelo, después la aplicación de un vacío entre -70 y -80 bares, mediante una bomba manual, que se mantiene durante 24 horas.

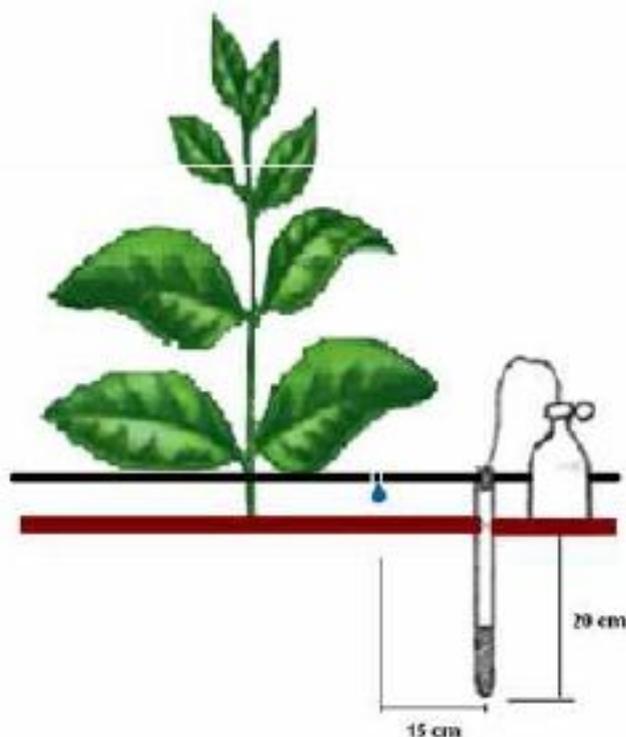


Figura 34. Detalle de instalación de sonda de succión.

Se analizó la concentración de nitrato en la solución de suelo mediante dos sistemas de análisis rápidos comerciales: un reflectómetro portátil (RQflex, Merck KgaA, Alemania) y un método basado en la comparación visual colorimétrica con una plantilla de color de referencia (Kit para Análisis Colorimétrico Nitrat-Test 10/150 mg L⁻¹, Merck KgaA, Alemania).

También se tomaron muestras semanalmente de la solución nutritiva de cada uno de los tratamientos, se analizaron mediante los dos sistemas de análisis rápidos la concentración de nitratos, amonio, fosfatos, calcio y potasio. Estos resultados se contrastaron con los obtenidos en un laboratorio acreditado.

La producción obtenida se clasificó en categorías comerciales, se tomaron frutos de 78 plantas por parcela y se midieron parámetros de calidad de fruto como peso, longitud, perímetro mayor, grosor de pared, número de cascós y °Brix.

2. Datos generales

2.1. Caracterización del invernadero

Se utilizó un invernadero ubicado en Centro del Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera y Alimentaria de La Mojonera (Almería). El invernadero cuenta con una superficie de 23 m x 50 m, de cubierta asimétrica a dos aguas, con dos módulos de orientación Este-Oeste, estructura en acero galvanizado y ventilación cenital (Figura 35)



Figura 35. Esquema del ensayo.

Se cultivó pimiento sobre suelo enarenado. Los análisis de suelo realizados determinaron un tipo de textura franco arenoso, con contenidos en arena, limo y arcilla de 75,28%, 11,28% y 13,44%, respectivamente.

2.2. Material vegetal

El ensayo se realizó en un cultivo de pimiento (*Capsicum annum*) cv. "Melchor" bajo sistema de producción integrada, trasplantado el 11 de agosto de 2008, con una densidad de plantación de 2 plantas m⁻² (una planta por emisor). Melchor es una variedad de pimiento tipo California (cuadrado y de

carne gruesa) de planta vigorosa. Los frutos son cuadrados, bien formados, de cuatro lóculos y calibres comprendidos entre G y GG.

El excelente color verde y rojo de sus frutos junto a su extraordinaria dureza hacen de Melchor una variedad de gran calidad. Es resistente a PMMoV, al Bronceado del tomate (TSWV) y Stip, además, tiene gran tolerancia al cracking (Marín Rodríguez, J. 2007) (Figura 36).



Figura 36. Detalle del cultivo de pimiento.

2.3. Poda y entutorado

Debido al gran porte y peso que esta especie debe soportar, se hace necesario un sistema de entutorado, que puede acompañarse o no de la realización de una poda (Navas Becerro et al., 2000). En este caso se optó por un sistema de entutorado holandés, en el que la planta es conducida con dos tallos principales que parten de la cruz de la planta, suprimiendo por medio de la poda el resto de tallos. Cada tallo principal se sujeta con una rafia al alambrado superior de la estructura del invernadero y se eliminan todos los tallos secundarios a partir del primer nudo.

2.4. Caracterización del sistema de riego

Sistema de riego por goteo en superficie con un programador de riego con control automático de pH, conductividad eléctrica y dosificación de fertilizantes. Los goteros (turbulentos) con un caudal de 3 L h⁻¹ estaban colocados a 0,5 m de separación entre emisores y 1 m entre líneas.



Figura 37. Detalle marco de plantación.

Previo a la realización del ensayo se evaluó la instalación del riego obteniéndose un caudal medio de los emisores de 3 l/h y una Uniformidad de Distribución de 97 %.

2.5. Necesidades hídricas

Para determinar las necesidades de riego se tuvo en cuenta el programa de riego PrHo (Estación Experimental de la Fundación Cajamar), una vez enraizado el cultivo se modificaron las frecuencias de riego de acuerdo a la información suministrada por la lectura de dos tensiómetros manuales (Irrrometer Co. California, USA) instalados a 15 y 20 cm de profundidad, manteniendo el potencial mátrico del suelo entre -10 y -20 kPa.

En cultivo de pimiento es muy útil para un buen manejo del riego instalar una batería de tensiómetros a distinta profundidad que permita evaluar la humedad del entorno radical (cerca del 75% del sistema radicular se encuentra en los primeros 30-40 cm del suelo) (Namesny, 2006).

En riego localizado de alta frecuencia en invernadero, los intervalos recomendados de tensión de agua en suelo son de entre 10 y 20 kPa (suelos de textura gruesa), entre 10 y 30 kPa (textura media) y entre 20 y 40 kPa (textura fina), medidos en la zona de máxima densidad radicular (Castilla, 2005).

2.6. Agua de riego

El agua empleada para el riego proviene de una balsa con cubierta de hormigón. Se realizó un análisis del agua de riego al principio del cultivo resultando ser apta para el riego de cultivos hortícolas bajo abrigo (Tabla 4)

Parámetros analizados	Resultados	Unidades
pH	8,03	
C.E. (25°C)	0,65	mS/cm
SAR	0,72	
SAR aj	1,5	
Dureza	26,04	°F
Índice Scott	32,90	
Sales totales disueltas	0,48	g/l
Nitratos	< 0.16	mmol/l

Tabla 4. Resultados análisis de agua de riego.

2.7. Cabezal de riego

El cabezal de riego se compone de una bomba eléctrica, filtro de anillas, de cuatro cubas o tanques de fertilizante 300 litros, un tanque para ácido, un programador de riego y una abonadora para tratamientos fitosanitarios. La solución nutritiva se realiza directamente en el momento del riego mediante unos venturís, con las sondas de pH y Conductividad Eléctrica. Se realiza un posriego de enjuague para evitar arrastrar restos de fertilizantes de un tratamiento a otro.



Figura 38. Sistema de inyección.



Figura 39. Tanques.



Figura 40. Sondas de C.E. y pH.



Figura 41. Programador de riego.

2.8. Fertilización

En el abonado del Tratamiento Convencional (TC) se siguen prácticas habituales de la zona (Tabla 5), mientras que en el abonado del Tratamiento reducido en Nitrógeno se va reduciendo el aporte de abono nitrogenado en base a las determinaciones realizadas en la solución de suelo extraída con sondas de succión, procurando mantener en suelo una concentración de nitrato entre 8 y 12 mmol l⁻¹.

ABONADO (ppm)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca ²⁺
Después de la plantación	Regar con agua			
Del arraigue al cuajado de los primeros frutos	100	100	50	20
Durante el desarrollo de los primeros frutos	125-150	80	150	50
Durante el resto del cultivo	150-170	50	50-200	

Tabla 5. Abonado (ppm) para cultivo de pimiento en invernadero. Fuente: Navas et al. 1999.

Durante los primeros diez días del cultivo se regó únicamente con agua, después se establecieron dos tratamientos de fertilización. El aporte total de abonos incorporados al cultivo se representa en la Tabla 6.

Kg ha ⁻¹	Nitrato cálcico	Fosfato monoamónico	Nitrato potásico	Sulfato potásico	Nitrato amónico	Ácido nítrico	Ácido fosfórico
TC	1313,0	262,5	900,0	225,0	948,6	145,0	190,0
TN	767,0	262,5	900,0	225,0	631,4	119,6	190,0

Tabla 6. Aporte de abono durante el ciclo de cultivo completo (kg ha⁻¹).

2.9. Análisis de suelo

Se tomaron muestras de suelo de cada tratamiento de fertirriego a una profundidad de 25 cm y próximas a la zona de desarrollo radicular de la planta. Las muestras se componían de 15 submuestras de cada repetición del ensayo (250 m²). Los análisis de suelo se llevaron a cabo en un laboratorio certificado, en éste, se determinó contenido el de nitratos en extracto saturado y el contenido de nitrógeno nítrico en el análisis de fertilidad del suelo.

Para la interpretación del análisis de suelo se utiliza como referencia la publicación de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía “Suelos y Medio Ambiente en Invernaderos” 2003. En la Tabla 7 se reflejan los valores establecidos para los Nitratos determinados en extracto saturado y para el Nitrógeno Nítrico (ppm) en el análisis de fertilidad que debe contener el suelo.

	Muy Bajo	Bajo	Normal	Alto
Nitratos (meq/l)		0-2	2-6	> 6
Nitrógeno Nítrico (ppm)	< 10	10-20	20-30	> 30

Tabla 7. Valores de referencia del contenido de Nitratos en análisis de extracto saturado y de Nitrógeno Nítrico en análisis de fertilidad. Fernández et al. 2003.

3. Métodos y equipos de medida

3.1. Tensiómetro. Medida del potencial osmótico del suelo

El principio del tensiómetro consiste en un tubo sellado lleno de agua equipado con un manómetro o indicador de vacío (vacuómetro) y una cápsula de cerámica porosa. El instrumento se instaló en la tierra a profundidades adecuadas para alcanzar la zona de raíces, que en el cultivo de pimiento se encuentran a unos 20 cm.

El suelo ejerce una tensión (tensión matricial) sobre el agua de la columna, que hace que la altura del agua en ella descienda, pasando al suelo y provocando por tanto una presión negativa. El tensiómetro mide directamente el esfuerzo que las raíces deben realizar para extraer la humedad del suelo. Lecturas inferiores a 10 cb son indicativas de un suelo saturado, mientras que lecturas altas indican que el agua almacenada en el suelo ha disminuido y puede producirse estrés hídrico.

Utilizando estos sensores, entre otras ventajas, tenemos un menor consumo de agua y de energía y se evita el riego en exceso y la filtración profunda de nutrientes, reduciendo la contaminación de las aguas subterráneas y el desgaste de los equipos de riego. A esto hay que añadir que son de bajo coste, las medidas obtenidas son muy rápidas de obtener, no influyen las sales del agua del suelo y son fáciles de instalar y de mantener.



Figura 42. Detalle de tensiómetros.

Entre los inconvenientes destacar que no miden directamente el contenido de agua del suelo, que el tiempo de reacción es bajo, que según el tipo de suelo la relación entre contenido de agua y potencial matricial difiere y que su instalación modifica parcialmente el suelo del entorno.

3.2. Sonda de succión. Obtención de extracto de suelo.

▪ Definición del aparato

La sonda de succión consta de un cilindro de PVC de 30 cm perfectamente unido a una cápsula porosa de forma cilíndrica con terminal semiesférica, a través de la cual penetra la solución del suelo al aplicar una diferencia de presión mediante vacío. El cilindro de PVC está a su vez sellado por un tapón de goma, al que atraviesa un tubo de pequeño diámetro que se conecta al sistema de vacío. La muestra se recoge sobre una botella de vidrio de topacio a la que se acopla un cono de reducción y en el que se inserta un vacuómetro que permite medir el nivel de vacío aplicado al cargar la sonda, un valor que debe ser siempre el mismo entre los -70 y -80 cb.

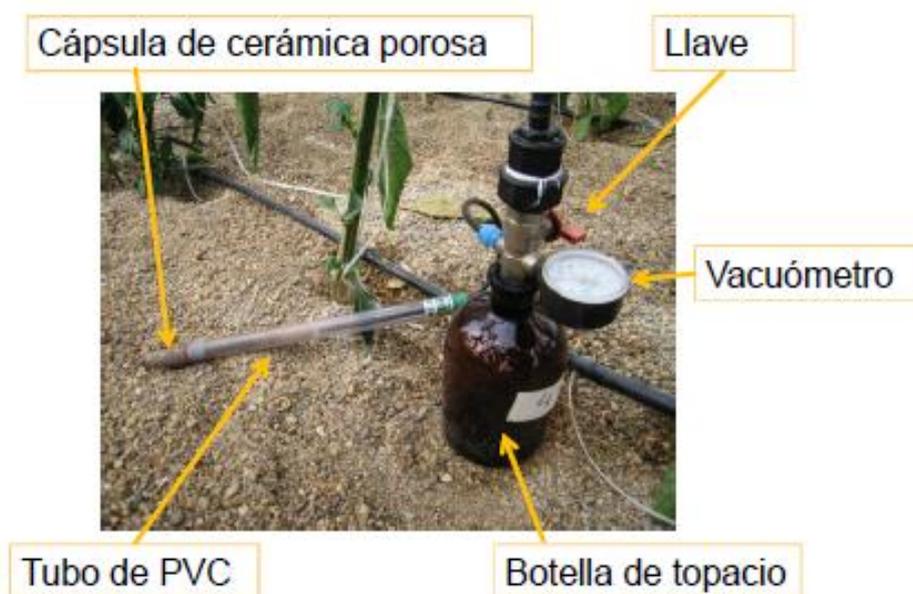


Figura 43. Detalle de sonda de succión.

Las cápsulas porosas se emplean con frecuencia para la extracción de la solución del suelo en condiciones de campo. Son relativamente baratas, se instalan fácilmente y permiten el muestreo de solución del suelo con cierta regularidad.

El modo en que la solución de suelo pasa a la cápsula se asemeja al mecanismo de absorción pasiva de los vegetales, hace que se pueda considerar como método de referencia cuando interviene un cultivo.

▪ **Instalación de las sondas de succión**

La instalación de estos equipos debe tener en cuenta que en algunos suelos se pueden formar grietas alrededor de las cápsulas, reduciendo notablemente la superficie de contacto de la cápsula con el suelo y disminuyendo la facilidad de extracción de la solución del suelo. Para ello en el momento de la instalación se realizarán unos agujeros en el terreno de un diámetro algo inferior al del tubo, se irá añadiendo agua lentamente hasta empapar bien la zona, se va introduciendo el tubo lentamente y añadiendo agua para que encaje perfectamente en el terreno y no se formen grietas.

El procedimiento es el siguiente:

1. Apartar la arena (sistema enarenado) (Figura 44)
2. Hacer un agujero de un diámetro algo inferior al de la sonda de unos 20 cm de profundidad (Figura 45).
3. Añadir agua lentamente, evitando tocar las paredes del agujero e introducir la sonda (Figuras 46 y 47).

4. Acoplar la parte superior formada por la llave de paso y un vacuómetro (Figura 48).
5. Generar vacío de -70 a -80 cb. utilizando una bomba específica para ello (Figura 49).
6. Recoger las muestras 20 horas después para analizarlas (Figura 50). Se desechan las primeras muestras extraídas, ya que hemos aportado agua durante la instalación.



Figura 44. Apartar arena.



Figura 45. Hacer agujero.



Figura 46. Añadir agua.



Figura 47. Insertar sonda.



Figura 48. Botella y acople.



Figura 49. Hacer vacío.



Figura 50. Recoger muestras.

Las sondas de succión se situaron de forma fija durante todo el cultivo a 20 cm. de profundidad, para generar el vacío se utilizó una bomba manual artesanal, con la que generamos la depresión en la botella tres horas después del riego y se recogieron las muestras 24 horas después en las que determinamos la C.E. (dS/m), el pH y la concentración de NO_3^- (mg/l) con aparatos portátiles: reflectómetro y un método colorimétrico.

▪ **Bomba manual**

Existe una bomba específica para estas sondas pero en este ensayo elaboramos una artesanal de mayor tamaño con tubos de PVC rígidos, membranas, un vacuómetro y un tubo flexible mediante el que se une a la botella. Con esta bomba se alcanza con mayor rapidez el vacío deseado.



Figura: 51. Detalle bomba manual.

3.3. Determinación de pH en disolución nutritiva y extracto de suelo

Se determina el valor de pH de las muestras de solución nutritiva y de solución de suelo como rutina. Los valores obtenidos se representan en las Tablas 8 y 9 respectivamente.

Para determinar los valores de pH de las muestras se utilizó microPH 2001 de CRISON, es un aparato de laboratorio que compensa automáticamente la temperatura. Antes de empezar a utilizarlo es conveniente calibrarlo. Después de cada muestra tenemos que limpiar bien el electrodo con agua destilada y secando con papel suave absorbente hasta que quede seco para seguir con otras muestras.

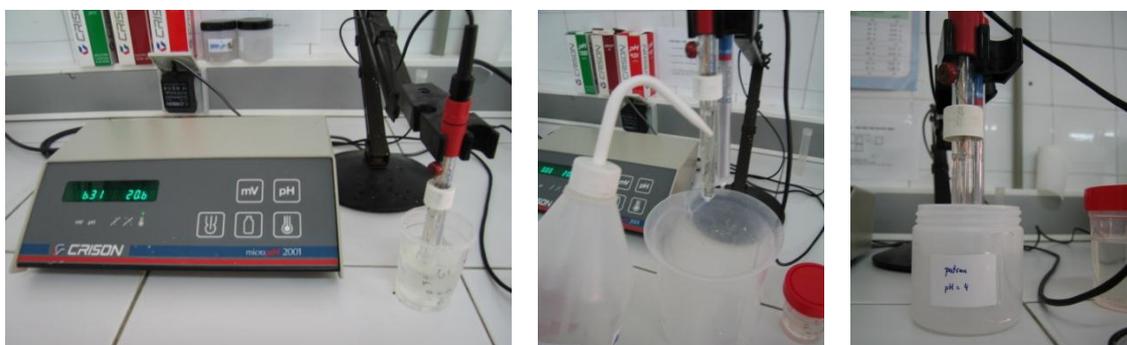


Figura 52. Medición de pH.

DDT	TC	TN	DDT	TC	TN
24	8,1	8,5	129	6,5	6,0
31	8,3	6,4	141	6,1	5,6
38	6,7	6,9	151	5,7	7,4
43	6,7	7,3	155	5,7	7,1
51	6,0	6,8	171	6,0	7,0
58	7,1	6,9	179	6,0	7,1
66	6,3	7,2	185	6,3	7,1
72	7,3	6,6	191	6,2	6,7
80	6,7	6,5	200	7,6	7,3
86	6,1	6,7	206	6,7	7,1
94	6,5	6,7	218	5,8	7,0
100	6,8	7,2	227	5,3	7,0
108	7,7	6,5	233	6,3	7,0
115	6,3	6,3	249	5,6	7,0
121	6,2	6,3			

Tabla 8. Valores de pH en muestras de solución nutritiva en ambos tratamientos.

DDT	TC	TN	DDT	TC	TN
24	7,9	8,1	121	7,9	8,2
31	7,9	8,0	129	7,7	7,8
38	7,9	7,7	141	7,5	8,0
43	8,1	8,3	151	7,9	8,3
51	7,9	8,1	155	8,9	8,7
58	7,6	7,8	171	8,2	8,4
66	7,6	8,0	179	8,0	8,4
72	8,1	8,1	185	8,2	8,5
80	8,1	8,2	191	8,5	8,7
86	8,0	8,1	200	8,8	8,2
94	8,1	8,3	206	8,6	8,8
100	8,3	8,3	218	8,3	8,2
108	9,4	9,1	233	8,4	8,6
115	7,3	7,7			

Tabla 9. Valores de pH en muestras de solución de suelo en ambos tratamientos.

3.4. Determinación de Conductividad Eléctrica (C.E.) en disolución nutritiva y extracto de suelo

El conductivímetro GLP31 de CRISON es el aparato utilizado para medir la conductividad eléctrica de las muestras obtenidas de solución de suelo y soluciones nutritivas, cuyos resultados se expresan en las Tablas 10 y 11 respectivamente.



Este aparato es muy rápido y sencillo de utilizar, si requiere calibración el mismo aparato informa de ello en la pantalla.

Para calibrarlo se utilizan patrones de 12,88 mS/cm y 1413 μ S/cm.

Figura 53. Detalle de medidor de C.E.

DDT	TC	TN	DDT	TC	TN
24	0,8	0,6	129	1,8	2,0
31	0,7	1,0	141	2,0	1,4
38	1,2	1,4	151	1,7	1,2
43	1,3	1,5	155	1,5	1,1
51	1,5	1,3	171	1,5	1,3
58	1,3	1,4	179	1,6	1,2
66	1,8	1,5	185	1,6	1,2
72	1,4	1,6	191	1,6	1,7
80	1,6	1,5	200	1,8	1,4
86	1,5	1,6	206	1,8	1,6
94	1,7	1,7	218	1,6	1,4
100	1,6	1,5	227	1,8	1,5
108	1,6	1,8	233	1,6	1,6
115	2,0	1,6	249	2,0	1,6
121	1,6	1,7			

Tabla 10. Valores de C.E. (mS cm^{-1}) en muestras de solución nutritiva en ambos tratamientos.

DDT	TC	TN	DDT	TC	TN
24	1,0	1,1	121	2,6	2,9
31	1,0	0,9	129	3,1	2,1
38	1,2	1,1	141	3,4	3,2
43	1,2	1,3	151	2,5	2,0
51	1,4	1,9	155	2,1	1,3
58	1,4	1,9	171	2,6	1,9
66	1,6	2,1	179	2,6	2,1
72	1,7	2,0	185	2,4	2,3
80	2,0	2,2	191	2,4	1,9
86	2,1	2,3	200	2,6	2,0
94	2,3	2,5	206	2,2	1,9
100	2,3	2,2	218	2,5	1,8
108	1,9	2,4	233	2,6	1,7
115	2,9	2,3			

Tabla 11. Valores de C.E. (mS cm^{-1}) en muestras de solución de suelo en ambos tratamientos.

3.5. Métodos de análisis rápidos

Semanalmente se analizó la concentración de nitrato en la solución de suelo mediante dos sistemas de análisis rápidos comerciales, un reflectómetro portátil (RQflex, Merck KgaA, Alemania) y un método basado en la comparación visual colorimétrica con una plantilla de color de referencia (kit para Análisis Colorimétrico Nitrat-Test 10/150 mg l⁻¹, Merck KgaA, Alemania).

También se tomaron muestras semanalmente de la solución nutritiva de cada uno de los tratamientos, se analizaron mediante los dos sistemas de análisis rápidos la concentración de nitratos y mediante RQflex se determinó también la concentración de amonio, fosfatos, calcio y potasio. Estos resultados se contrastaron con los obtenidos en un laboratorio acreditado.

El reflectómetro es recomendado para su uso en invernaderos por la precisión alcanzada en sus determinaciones de nitrato en todas las soluciones analizadas, y potasio y fosfato en las soluciones nutritivas. Cada análisis realizado con el reflectómetro es más rápido que con el colorímetro, tiene un manejo más fácil, no interfiere el color de las muestras y para solventar el problema de las diluciones, la casa comercial que fabrica este reflectómetro (Merck) lanzará en breve al mercado un equipo con un rango de medición específico para las soluciones de fertirrigación (Prof. Durán Altisen, Universidad Politécnica de Madrid, comunicación personal) (Joya, M. 2001).

3.5.1. Reflectómetro

El reflectómetro (RQflex, Merck KgaA, Alemania) es un aparato de medición precisa.

Es parte del sistema formado por los siguientes componentes:

- Aparato de medición RQflex 10
- Varillas analíticas Reflectoquant®
- Tiras de código de barras específicas del test y del lote
- Reactivos para el análisis de cada elemento

▪ Principio de funcionamiento

De acuerdo con el principio de reflectometría (fotometría de reflectancia) se mide exactamente en la varilla analítica la luz reflejada. Como en la fotometría clásica, la diferencia en intensidad entre la intensidad emitida y la reflejada permite una determinación cuantitativa del analito.

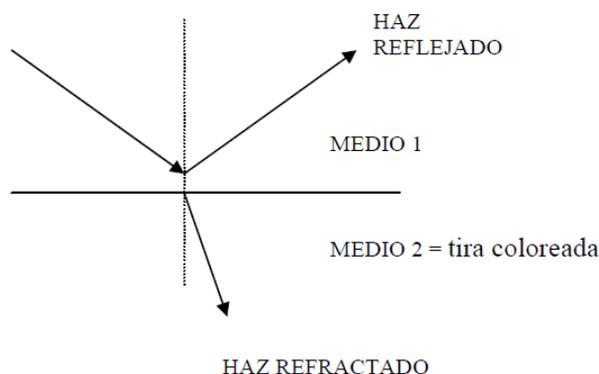


Figura 54. Elementos del Reflectómetro Reflectoquant de Merck.

▪ Descripción del instrumento

Este instrumento funciona a batería y es capaz de evaluar de forma cuantitativa la intensidad de color que se desarrolla en unas varillas o tiras de plástico cuando estas se introducen en la solución que se quiere analizar.

Estas varillas poseen en un extremo dos zonas con reactivos sensibles al nitrato, de modo que adquieren mayor intensidad de color cuando aumenta la concentración de nitrato de la solución problema (extracto de suelo y solución nutritiva).

Elementos

- | | | | |
|----|-----------------------|----|----------------------------|
| 1. | Tecla de mando | 4. | Tapa |
| 2. | Pantalla | 5. | Registro de métodos |
| 3. | Jack, salida de datos | 6. | Lector de código de barras |



Figura 55. Elementos del Reflectómetro Reflectoquant de Merck.

Características	
Dimensión:	19x8x2cm
Peso	275g
Memoria	5 métodos, 50 resultados de medida
Salida externa	Sí
Fuente de luz	4 LEDs (570/657+-10nm), doble óptica
Fuente de energía	4 baterías (1000 medidas)
Pantalla	LCD
Sistema de diagnóstico	Sí
Rango de medida	4-90 % rel.remisión.
Zona de Reflexión	4x6mm
Resolución	0.1 % rel.remisión
Exactitud fotométrica	0.5 % rel.remisión (instrumento a instrumento)
Temperatura de operación	5-40°C
Humedad de operación	Debajo del 90%

Tabla 12. Características técnicas del reflectómetro (RQFlex, Merck).

▪ **Modo de operación**

Su manejo es muy sencillo, por medio del código de barras se introducen todos los datos necesarios para el manejo del aparato para cada uno de los elementos a analizar. El código de barras contiene también información sobre la corrección de la longitud de onda y la calibración específica para cada lote.

Una vez codificado el equipo se puede proceder a realizar las medidas. Para ello hay que tomar en cuenta que el instrumento, la tira y el código de barras forman un sistema y debe coincidir el número de lote de los tres para la medición. Hay varios procedimientos de medida que son específicos para cada análisis. Dichos procedimientos son muy similares, diferenciándose sólo en las primeras etapas del proceso de medición.

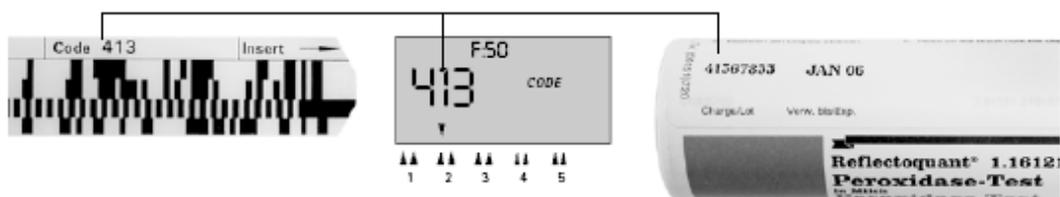


Figura 56. Detalle código de tiras analíticas.

Los intervalos de medida que posee cada análisis y las unidades en las que se obtienen las lecturas se recogen en la Tabla 13.

Nutriente	Rango	Rango
NO_3^-	5-225 mg $\text{NO}_3^- \text{ l}^{-1}$	0,08-3,6 mmol $\text{NO}_3^- \text{ l}^{-1}$
NH_4^+	5-20 mg $\text{NH}_4^+ \text{ l}^{-1}$	0,27-1,1 mmol $\text{NH}_4^+ \text{ l}^{-1}$
K^+	0,25-1,20 g $\text{K}^+ \text{ l}^{-1}$	6,4-35,5 mmol $\text{K}^+ \text{ l}^{-1}$
PO_4^{3-}	5-120 mg $\text{PO}_4^{3-} \text{ l}^{-1}$	0,051-1,26 mmol $\text{PO}_4^{3-} \text{ l}^{-1}$
Ca^{2+}	2,5-45 mg $\text{Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$	0,06-1,13 mmol $\text{Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$

Tabla 13. Rangos de medida y utilidades de las lecturas del reflectómetro.

▪ Métodos analíticos

Los métodos analíticos por los que se determina la concentración del elemento a determinar por reflectometría en cada análisis son los siguientes:

- Amonio: Los iones amonio reaccionan con un agente clorante dando monocloramina. Ésta forma con un compuesto de fenol un derivado azul de indofenol, donde se determina reflectométricamente su concentración.
- Nitratos: los nitratos se reducen a nitritos por la acción de un reductor. Los nitritos, en presencia de un tampón ácido, reaccionan con una amina aromática dando una sal de diazonio. Ésta reacciona con N-(1-naftil)-etilendiamina dando un azocolorante violeta rojizo donde se determina la concentración.

- Calcio: los iones Ca^{2+} , en presencia de hidrógeno peróxido reaccionan con glioxabis (2-hidroxianilo) dando un complejo rojo, donde se determina la concentración.
 - Potasio: Los iones potasio forman con dipicrilamina un complejo anaranjado, donde se determina reflectométricamente su concentración.
 - Fosfatos: En solución sulfúrica los iones ortofosfato (PO_4^{3+}) forman con los iones molibdato ácido molibdofosfórico. Este último se reduce a azul de fosfomolibdeno ("PMB") que se determina reflectométricamente su concentración.
- **Proceso de medición de cada nutriente**

Una vez que se pone en marcha el aparato, se selecciona en el monitor la función que contiene la codificación del elemento que se quiere analizar.



Figura 57. Detalle del proceso de medición mediante Reflectómetro.

Una vez preparada una solución de medición, se introduce en ella la tira analítica durante un tiempo determinado que varía según el elemento a analizar y por ello se procede a una descripción para cada uno de ellos:

- **NITRATOS (NO_3^-)**. Se toma una tira nueva, se pulsa el comienzo de la cuenta atrás a la vez que se introduce la tira en la solución de la muestra preparada, durante aproximadamente 2 segundos. En este caso la solución de medición coincide con la solución de la muestra y no es necesario añadir ningún tipo de reactivo. Se sacude la tira para quitar el exceso de líquido y se espera que transcurra el tiempo de espera, que en este caso es de 60 segundos. Justo 10 segundos antes de que termine este tiempo debemos introducir la tira en el monitor con las zonas de reacción en dirección a la pantalla hasta el tope en el adaptador de tiras. Los últimos 5 segundos se procede a la lectura, es el tiempo de reacción, nos avisa del final con una señal acústica y podemos ver en la pantalla el valor de la medición en mg l^{-1} .

- **AMONIO (NH_4^+).** Se enjuaga varias veces el recipiente de ensayo con la muestra preparada. Esta muestra se prepara con 5 ml de la solución de la muestra, se añaden 10 gotas del reactivo NH4-1 y se agita por balanceo. Se añade una microcucharada del reactivo NH4-2 (que corresponde aproximadamente a 0,0845 g) y se cierra en recipiente para agitarlo vigorosamente hasta que el reactivo se haya disuelto completamente. Se pulsa la tecla START del reflectómetro y se introduce de forma absolutamente simultánea la tira de ensayo con ambas zonas de reacción. El tiempo de espera es de 240 segundos en este caso. Aproximadamente 10 segundos antes de transcurrir el tiempo de reacción, se saca la tira de dentro de la muestra de medición y se deja que escurra cuidadosamente el exceso de líquido por el borde longitudinal de la tira sobre papel absorbente. Se introduce inmediatamente la tira con las zonas de reacción en dirección a la pantalla hasta el tope en el adaptador de tiras. Después de transcurrido el tiempo de reacción, leer en la pantalla el valor de medición en mg l^{-1} de NH_4^+ .

- **POTASIO (K^+).** EL kit de potasio viene preparado para colocar unos pequeños tubitos de ensayo, en uno de ellos se añaden 25 gotas de solución reactiva y en el otro se introduce la solución de muestra preparada. Se introduce la tira de ensayo con ambas zonas de reacción durante 2 segundos en la muestra preparada. Dejamos que escurra cuidadosamente el exceso de líquido por el borde longitudinal de la tira sobre papel absorbente. Se pulsa la tecla START del reflectómetro y se introduce de forma absolutamente simultánea la tira de ensayo con ambas zonas de reacción en la solución reactiva. Después de transcurrido el tiempo de espera (60 segundos) se saca inmediatamente la tira y se deja escurrir cuidadosamente el exceso de líquido por el borde longitudinal de la tira sobre papel absorbente. Se introduce inmediatamente la tira con las zonas de reacción en dirección a la pantalla hasta el tope en el adaptador de tiras y se pulsa la tecla START del reflectómetro. Después de transcurrido el tiempo de reacción (5 segundos), se puede leer en la pantalla el valor de medición en g l^{-1} de K^+ .

- **FOSFATOS (PO_4^{3-}).** Se enjuaga varias veces el recipiente de ensayo con la muestra preparada, que se realiza en el recipiente de ensayo introduciendo 5 ml de solución de la muestra y añadiendo 10 gotas de reactivo, agitándolo por balanceo. Se pulsa inmediatamente la tecla START del reflectómetro y se introduce de forma simultánea la tira de ensayo con ambas zonas de reacción durante aproximadamente 2 segundos en la muestra de medición. Dejar que se escurra cuidadosamente el exceso de líquido por el borde longitudinal de la tira sobre papel absorbente. Aproximadamente 10 segundos antes de transcurrir el tiempo de reacción, se introduce la tira con las zonas de reacción en dirección a la pantalla hasta el tope en el adaptador de tiras. Después de transcurrido el tiempo de reacción, se lee en la pantalla el valor de medición en mg l^{-1} de PO_4^{3-} .

▪ **CALCIO (Ca²⁺).** Con una jeringa de plástico añadimos 6 ml de solución de muestra al recipiente de ensayo, se introduce una varilla durante dos segundos aproximadamente y se deja boca arriba. Añadimos una microcucharada azul rasa (incorporada en el bote del reactivo) del reactivo Ca-1 y disolvemos agitándolo mediante balanceo. Después se añaden 10 gotas del reactivo Ca-2 y de nuevo agitamos mediante balanceo. Se pulsa START al mismo tiempo que introducimos la varilla en la solución de medición. Justo 10 segundos antes de que finalice el tiempo de espera, que es de 90 segundos, sacamos la varilla de la solución, se sacude vigorosamente y se introduce de la forma indicada anteriormente en el aparato de lectura. En la pantalla aparece el valor de la medición en mg l⁻¹ de Ca²⁺.

Debe observarse exactamente el tiempo de reacción de las varillas, ya que diferencias en el tiempo de reacción pueden causar pequeños errores de medición. Si los valores obtenidos superan el rango determinado de las tiras se deben realizar disoluciones con agua destilada y realizar el análisis con esta nueva solución.

	Nitrato	Amonio	Potasio	Fosfato	Calcio
Unidades de lectura	mg NO ₃ ⁻ l ⁻¹	mg NH ₄ ⁺ l ⁻¹	g K ⁺ l ⁻¹	mg PO ₄ ³⁻ l ⁻¹	mg Ca ²⁺ l ⁻¹
Temperatura de almacenamiento	2 – 8 °C	2 – 8°C	15 – 25 °C	15 – 25 °C	15 – 25 °C
Tiempo de reacción	60 s	240 s	5 s	90 s	90 s
Tiempo de espera		60 s			
Cantidad muestra (ml)	-	5 ml	-	5 ml	16 ml

Tabla 14. Características del reflectómetro RQFlex (Merck) útiles para la medición.

▪ **Mantenimiento y comprobación**

Después de cada medición se procede a limpiar el adaptador de tiras con agua destilada y se seca con papel para la siguiente muestra. Al final de la jornada se limpia bien con agua destilada o con etanol.

Desmontamos el adaptador de varillas en sus tres partes una vez que el aparato está apagado.

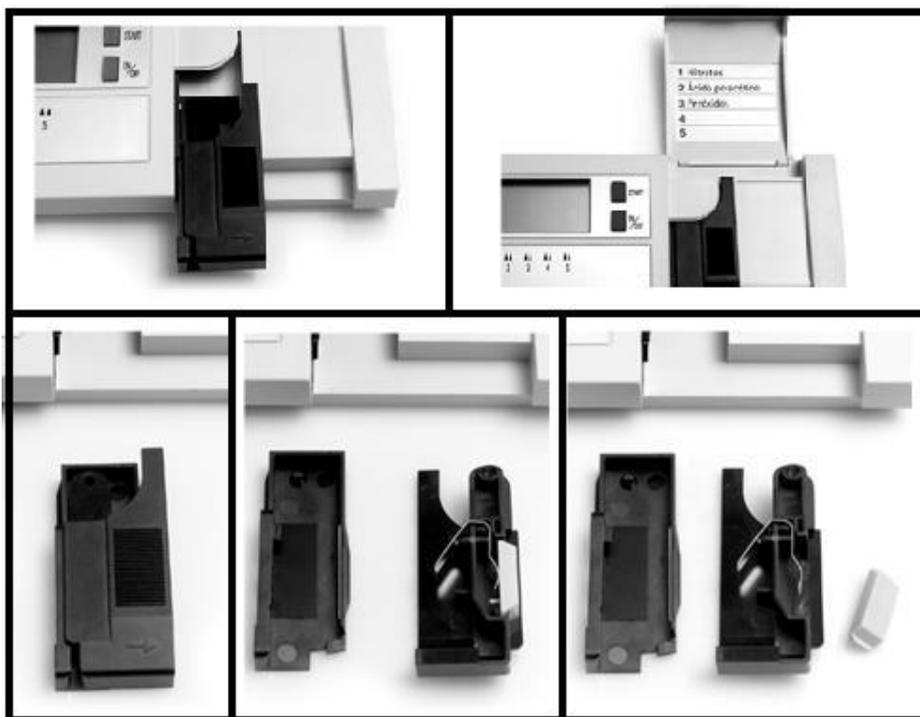


Figura 58. Detalle del proceso de desmontado del adaptador de varillas.

Existen diferencias en los resultados obtenidos cuando se utilizan varillas de distinta fecha de fabricación. En estudios previos de comparaciones entre este método y un laboratorio acreditado se demostró que si se siguen correctamente las instrucciones, los resultados obtenidos son similares (Sepúlveda, Garrós y Ramos, 2003).

3.5.2. Método colorimétrico

Este método de análisis rápido permite determinar mediante la coloración obtenida de la preparación y con la ayuda de una tarjeta colorimétrica la concentración aproximada de nitratos de una solución muestra.



Figura 59. Kit método colorimétrico. Aquamerck (Merck KGaA).

▪ **Principio de funcionamiento**

La determinación colorimétrica con tarjeta colorimétrica y comparador desplazable es otro método rápido para determinar la concentración de elementos de las soluciones.

Su fundamento se basa en que los iones nitrato se reducen a iones nitrito, que en solución ácida forman con el ácido sulfanílico una sal de diazonio, ésta reacciona con un derivado del ácido benzoico dando un colorante amarillo anaranjado.

La concentración de nitratos se determina semicuantitativamente por comparación visual del color de la solución de medición con las zonas de color de una tarjeta colorimétrica.

▪ **Descripción del instrumento**

Este kit contiene:

- ⊙ 2 frascos de reactivo NO₃-1
- ⊙ 1 jeringa de plástico graduada de 5 ml
- ⊙ 2 tubos de ensayo con tapa roscada
- ⊙ 1 tarjeta colorimétrica
- ⊙ 1 comparador desplazable

▪ **Proceso de medición**

1. Se enjuaga varias veces los tubos de ensayo con la muestra preparada.
2. En uno de los tubos se añaden 5 ml de la muestra preparada con la jeringa.
3. Mientras en el otro tubo de ensayo se incorporan otros 5 ml junto a 2 microcucharadas del reactivo NO₃⁻.
4. Se cierra el tubo de ensayo y se agita vigorosamente durante 1 minuto.
5. Colocamos los tubos de ensayo en el comparador desplazable tal como indica la Figura 60 y ponemos el comparador sobre la tarjeta colorimétrica tal como se indica en ella.



Figura 60. Colocar las muestras sobre el comparador desplazable.

6. Dejamos en reposo 5 minutos.
7. Hay que desplazar el comparador sobre la escala colorimétrica hasta que, observando por encima ambos tubos de ensayo abiertos, los colores coincidan de la mejor manera posible (Figura 61).



Figura 61. Determinación visual de la muestra sobre el comparador.

8. Junto al extremo puntiagudo del comparador desplazable, se lee en la tarjeta colorimétrica el valor de medición en mg/l de NO_3^- o se estima un valor intermedio.

Intervalo de medida / graduación de la escala colorimétrica	Número de determinaciones
10 - 25 - 50 - 75 - 100 - 125 - 150 mg/l de NO_3^-	200
2,3 - 5,6 - 11,3 - 16,9 - 22,6 - 28,2 - 33,9 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}^{1)}$	

Si el color de la solución de medición corresponde a la tonalidad más oscura de la escala colorimétrica o es más intenso, debe repetirse la medición con nuevas muestras diluidas, hasta que se obtenga un valor inferior a 150 mg/l de NO_3^- .

En el resultado del análisis debe considerarse correspondientemente la dilución:

Resultado del análisis = valor de medición x factor de dilución

Después de cada medición se enjuagan los tubos de ensayo y la jeringa solamente con agua.

3.6. Determinación de los parámetros de calidad de fruto

Los indicadores de calidad catalogados como físico-químicos pueden ser considerados como tradicionales en los frutos. Su aplicación suele ser sencilla y los resultados se obtienen en poco tiempo. Algunas de las técnicas requieren la destrucción de los frutos, por ello se realizan en un orden determinado y para realizar mediciones después de un período de tiempo de la debemos contar con nuevas muestras. Los indicadores utilizados en este trabajo son peso, diámetro, longitud, firmeza, grosor de pared y contenido de azúcares o °Brix.

3.6.1. Peso

Para determinar el peso de los frutos utilizamos una balanza modelo Europe 1700 (Gibertini, Italia); ésta es digital y tiene un peso máximo de 1700 gramos.



Figura 62. Detalle de Balanza.

3.6.2. Perímetro

Con una cinta métrica flexible con una graduación en mm medimos el perímetro mayor del fruto.



Figura 63. Detalle toma de medida de perímetro de fruto.

3.6.3. Longitud

Para determinar la longitud de los frutos de pimiento utilizamos una cinta métrica rígida.



Figura 64: Detalle toma de medida de longitud de fruto.

3.6.4. Firmeza

La firmeza es una de las técnicas más utilizadas en el control de la maduración de la fruta. Se trata de una técnica muy sencilla cuyos resultados se obtienen en cuestión de segundos. La firmeza es uno de los parámetros más relacionados con el estado de maduración de la fruta. Para su medida se ha utilizado un penetrómetro Modelo FT 327 (0-13 kg).

▪ Descripción del penetrómetro

Con este aparato medimos la fuerza necesaria para penetrar en el pimiento, venciendo la resistencia de la epidermis y de las zonas adyacentes del mesocarpio. Además, el instrumento que se utiliza para aplicar esta técnica, el penetrómetro, es una herramienta relativamente barata y de un tamaño reducido que permite hacer mediciones en campo con suma facilidad.



Figura 65. Detalle penetrómetro modelo FT 327.

▪ **Proceso de medición**

- 1º. Colocar el pistón adecuado para pimiento, de 8 mm de diámetro.
- 2º. Comprobar que la aguja indicadora de presión del aparato marca 0.
- 3º. Posicionar de forma perpendicular al fruto con una mano mientras con la otra sujetamos el fruto. Las presiones se realizan en la zona ecuatorial del fruto y en zonas opuestas, en el centro del lóculo.
- 4º. Presionamos hasta que se haya introducido parcialmente el émbolo, una marca en éste nos indica en tope.
- 5º. Anotar el valor marcado y realizar el mismo procedimiento varias veces.
- 6º. Los resultados se expresan en libras o kilogramos (1kg.= 1 lb x 2,2).



Figura 66. Detalle toma de medida de firmeza en fruto.

3.6.5. Grosor de pared

El grosor de la pared se mide con un calibre de precisión $\pm 0,05$ mm (Vernier Caliper, 150x0,05 mm). Los datos de grosor de pared se toman tras cortar el pimiento por un plano perpendicular al eje y central al fruto, tomando dos medidas opuestas para cada fruto.



Figura 67. Detalle calibre Vernier Caliper.

3.6.6. Contenido de azúcares solubles (°brix).

La determinación del contenido en sólidos solubles se realiza mediante el método refractométrico, utilizando un refractómetro, y expresando los resultados en grados Brix.

Los grados Brix representan el porcentaje de concentración de todos los sólidos solubles contenidos en una muestra o solución acuosa (azúcar, sal, proteínas, ácidos, etc.), y el valor que se obtiene es la suma de todos ellos. En pimientos cuadrados rojos (tipo California) su valor oscila entre 4,5 y 7 grados Brix (Salas Sanjuán, M.C 2004). Para Giambanco de Ena (1996), el contenido en sólidos solubles en pimiento verde y rojo deben ser superiores a 4,5 y 6,5 grados Brix respectivamente.

▪ Descripción del aparato

Hemos utilizado en nuestro trabajo un refractómetro digital de bolsillo PAL-1, ATAGO con un rango de lectura de grados Brix de 0,0- 53,0 %.

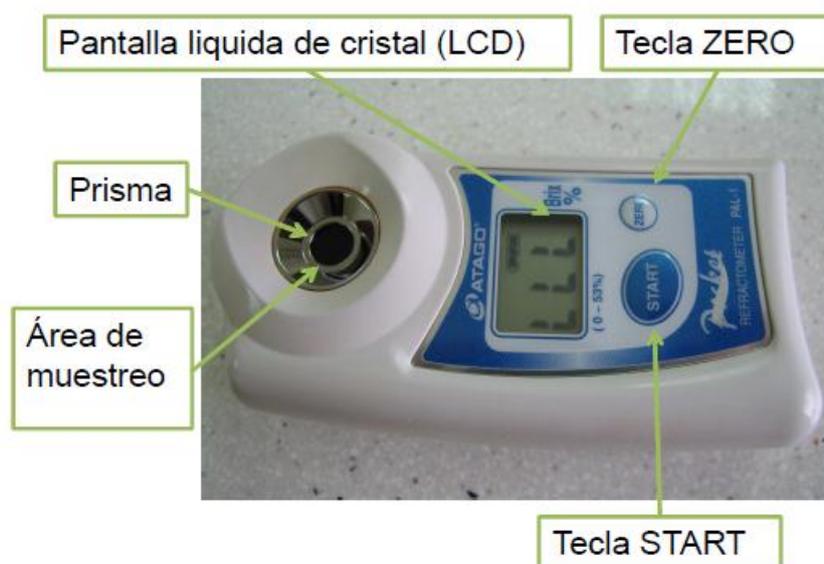


Figura 68. Refractómetro PAL-1 (ATAGO).

▪ Proceso de medición

Para este método es necesario obtener el jugo del pimiento, que será nuestra muestra. Para esto se requiere el siguiente material de laboratorio:

- ⊙ 1 licuadora
- ⊙ 1 cuchillo
- ⊙ 1 vaso

- ⊙ 1 pipeta Pasteur
- ⊙ 1 refractómetro

El procedimiento es el siguiente:

1º. Para obtener el jugo cortamos dos tiras longitudinales de zonas opuestas de un fruto de pimiento (Figura 69).

2º. Trituramos las tiras en la licuadora, obteniendo un fino jugo en vaso de toma de muestras (Figura 70).

3º. Tomamos 2-3 gotas de la muestra y las depositamos en la superficie del prisma (Figura 71).

4º. Presionamos la tecla START. El valor o porcentaje de Brix aparece en tan solo 3 segundos.



Figura 69. Tiras de pimiento.

Figura 70. Licuadora.

Figura 71. Refractómetro.

Antes de cada medición se calibra con agua destilada realizando el procedimiento indicado anteriormente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. Descripción de los tratamientos

Se distinguen dos tratamientos de fertirriego: **Tratamiento convencional (TC)** en el que se siguen prácticas habituales de la zona y **Tratamiento de manejo controlado (TN)** en el que las aplicaciones de fertilizantes nitrogenados se han ido corrigiendo durante el ciclo de cultivo intentando ajustar los niveles de NO_3^- en la solución del suelo en el rango 8-12 mmol l^{-1} .

En cada uno de estos sectores se colocaron garrafas para recoger solución nutritiva y cinco sondas de succión de las que se obtuvo solución de suelo.

2. Aportes de N mediante fertirrigación

Gráficamente podemos observar el aporte realizado tanto de cada uno de los compuestos nitrogenados, NO_3^- (Figura 72) y NH_4^+ (Figura 73), como del N total aportado (Figura 74).

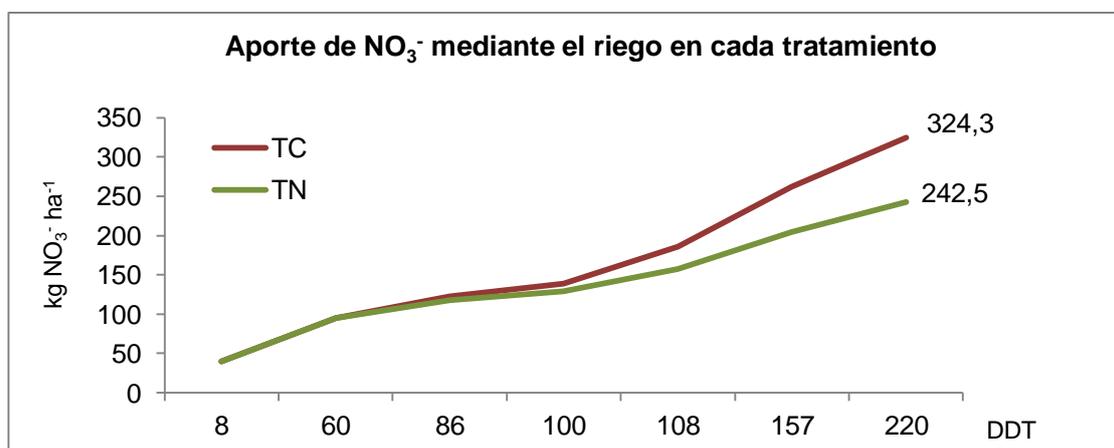


Figura 72. Cantidad acumulada de nitrógeno en forma de nitrato aportado mediante el abonado a lo largo del ciclo de cultivo expresada en $\text{kg NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$.

El aporte de NH_4^+ fue el mismo en ambos tratamientos, de ahí que en la figura no se aprecie diferencia ninguna en las líneas de datos de ambos tratamientos.

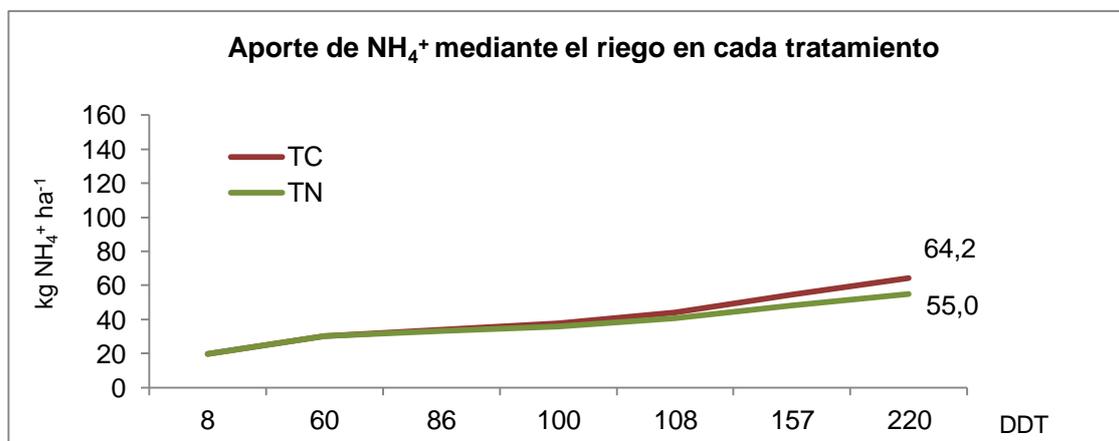


Figura 73. Cantidad acumulada de nitrógeno en forma de amonio aportado en cada uno de los tratamientos mediante el abonado a lo largo del ciclo de cultivo expresada en kg NH₄⁺ ha⁻¹.

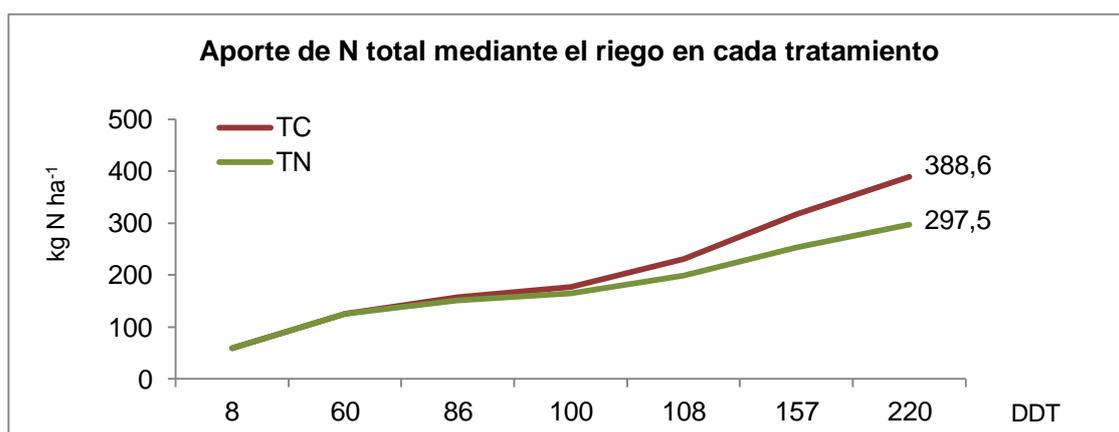


Figura 74. Cantidad acumulada de nitrógeno total aportado mediante el abonado en cada uno de los tratamientos a lo largo del ciclo de cultivo expresado en kg N ha⁻¹.

Con respecto al aporte de N total mediante el abonado acumulado a lo largo del cultivo se puede apreciar una diferencia entre tratamientos, siendo superior el consumo en el tratamiento convencional (TC) un 23,4% con respecto al tratamiento reducido (Tabla 14).

	NO ₃ ⁻ (kg ha ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (kg ha ⁻¹)	N total (kg ha ⁻¹)
TC	324,3	64,2	388,6
TN	242,5	55,0	297,5

Tabla 15. Cantidad total de nitrógeno aportado al cultivo en forma de NO₃⁻, NH₄⁺ y N total expresada en kg ha⁻¹ para cada uno de los tratamientos.

3. Determinación de solución nutritiva

Se recoge solución nutritiva en unas garrafas instaladas en cada uno de los tratamientos mediante un gotero con el fin de comprobar que la solución nutritiva que ajustamos en la máquina de riego coincide con lo que realmente se aplica al cultivo.

Se puede observar cómo aproximadamente 85 DDT comenzó la primera reducción en el aporte de nitratos, en este momento el aporte de abonado nitrogenado en TN pasó a ser un 20% menor que en TC. La segunda reducción tuvo lugar 100 DDT, aplicándose una reducción del 40% con respecto a TC (Figura 75).

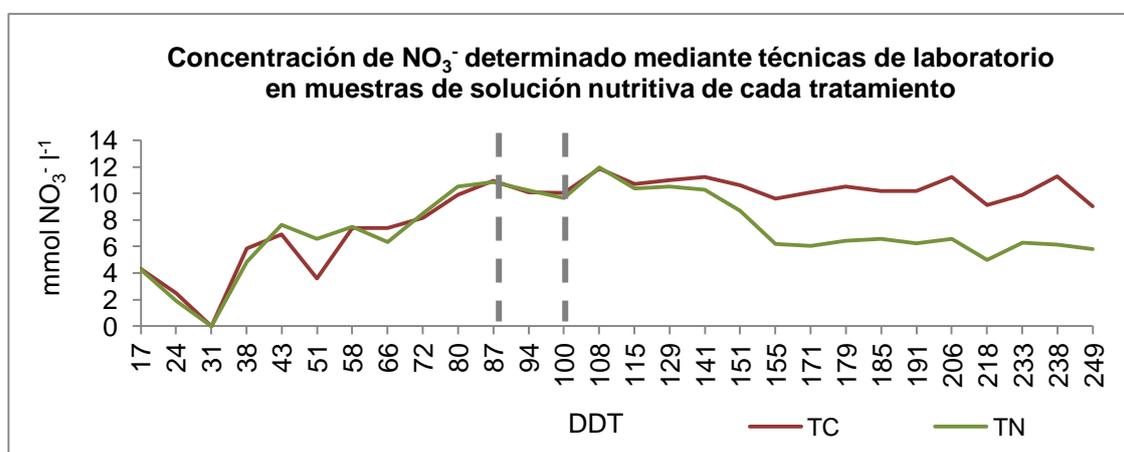


Figura 75. Concentración de NO₃⁻ (mmol.l⁻¹) determinado en solución nutritiva de ambos tratamientos a lo largo del ciclo de cultivo, expresado éste en DDT (Días Después del Trasplante), que tiene lugar el día 11-08-08.

Con líneas discontinuas los momentos en los que se reduce el aporte de nitrógeno en TN.

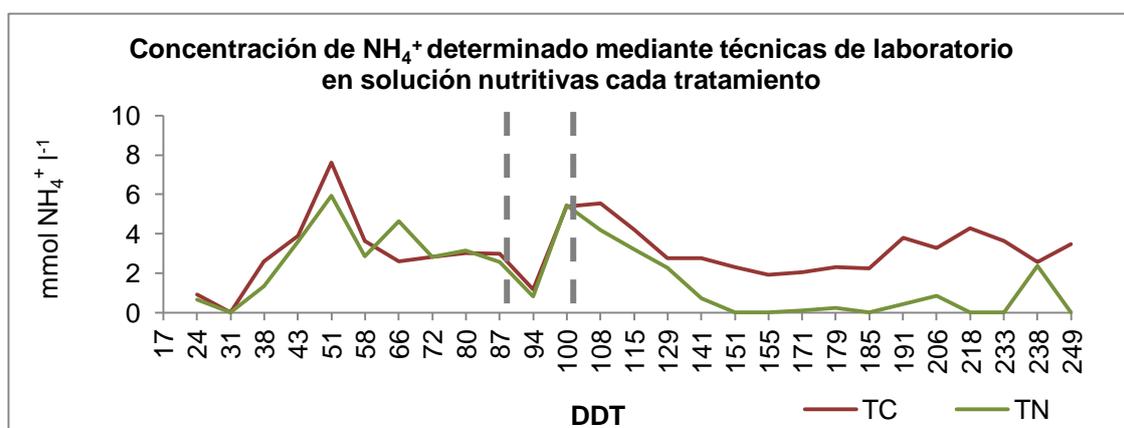


Figura 76. Concentración de NH₄⁺ (mmol.l⁻¹) determinado en solución nutritiva de ambos tratamientos a lo largo del ciclo de cultivo, expresado éste en DDT (Días Después del Trasplante), que tiene lugar el día 11-08-08.

Con líneas discontinuas los momentos en los que se reduce el aporte de nitrógeno en TN.

3.1. Evaluación de métodos de determinación de nutrientes en solución nutritiva

Se comparan en este apartado los valores obtenidos de los distintos nutrientes (NO_3^- , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} y PO_4^{3-}) mediante cada test rápido utilizado y el laboratorio. Para determinar la relación entre los distintos métodos de análisis empleados tenemos en cuenta la media de las medidas tomadas con cada método de las muestras de solución nutritiva de ambos tratamientos de fertirriego (TC y TN) que se han ido realizando a lo largo del ensayo.

Se midió la concentración de NO_3^- en muestras de solución nutritiva de cada uno de los tratamientos a lo largo del ciclo de cultivo con reflectómetro y con un método colorimétrico y en un laboratorio externo acreditado.

3.1.1. Reflectómetro

Con el método reflectométrico se determinó la concentración de nitrato, amonio, calcio, potasio y fosfato.

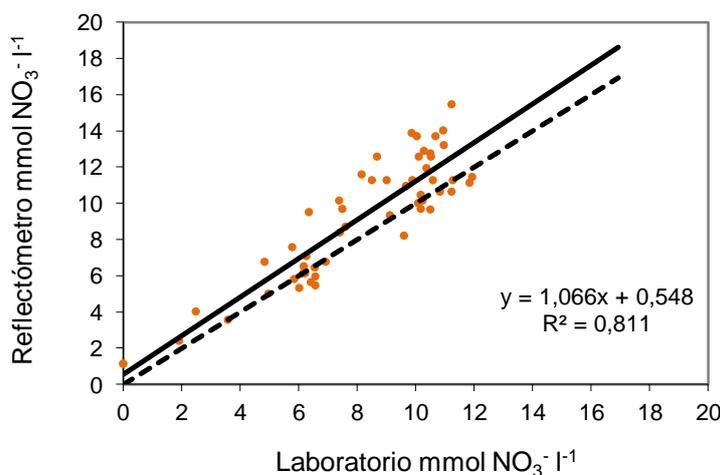


Figura 77. Relación entre la concentración de NO_3^- (mmol l^{-1}) determinado con reflectómetro y en laboratorio acreditado en soluciones nutritivas de ambos tratamientos. Ecuación del modelo ajustado y R^2 .

En el ajuste al modelo lineal para describir la relación entre las concentraciones determinadas de los nutrientes mencionados anteriormente con los métodos reflectométrico y el laboratorio acreditado (Figuras 77 y 78).

Dado que el valor del P-valor es inferior a 0,05 existe relación estadísticamente significativa entre los métodos de medida empleados para un nivel de confianza del 95% para todos los nutrientes determinados.

Los peores resultados obtenidos en soluciones nutritivas con el reflectómetro son los de las regresiones de calcio, potasio y fosfato, donde la pendiente de la regresión a la que se ajustan es la más baja, lo que desaconseja el empleo de este método para la determinación de estos nutrientes en soluciones nutritivas. Para el nitrato y el amonio las ecuaciones de regresión se encuentran muy próximas a la recta ideal (1:1).

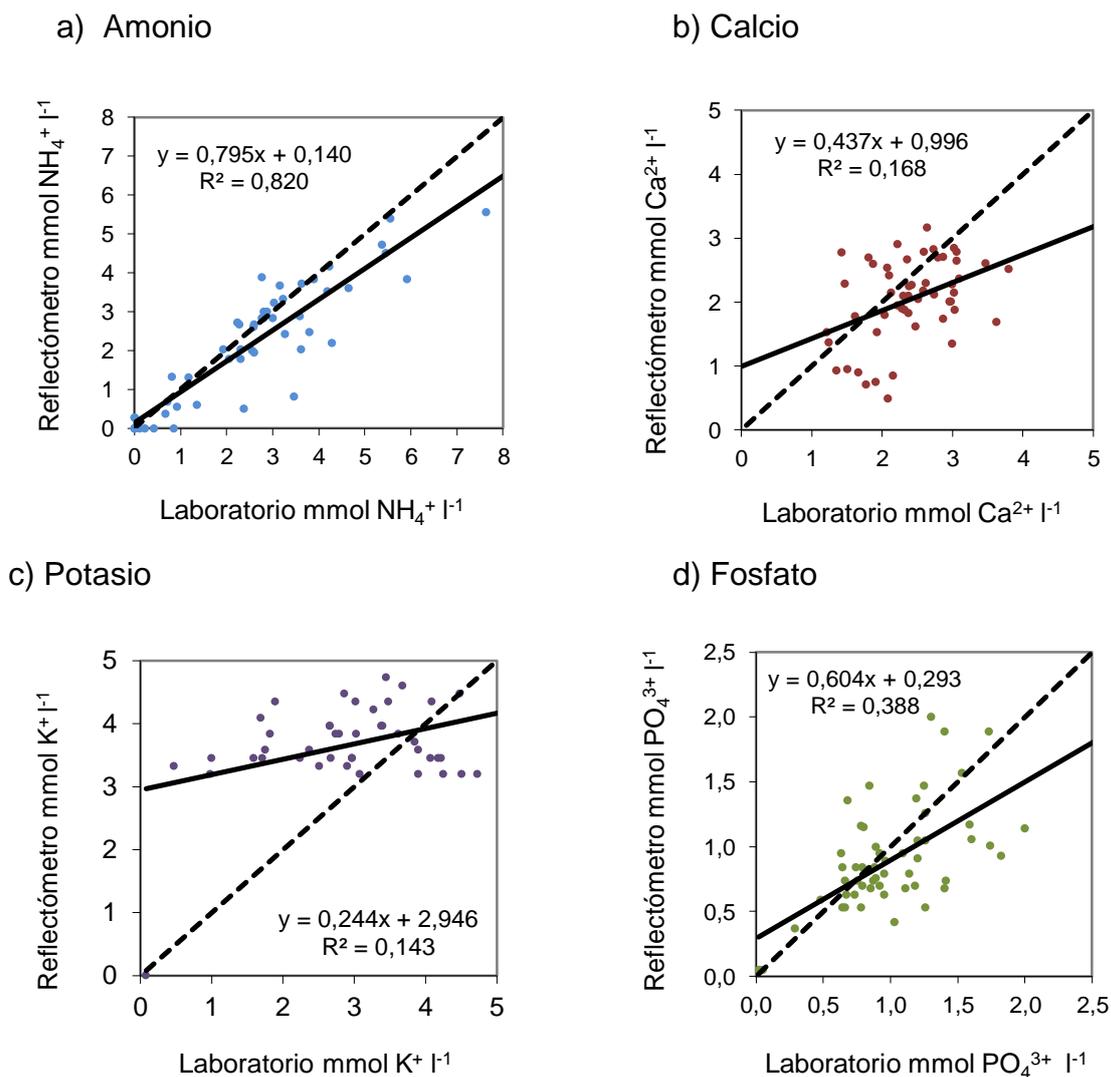


Figura 78. Relación entre concentración de a) Amonio, b) Calcio, c) Potasio y d) Fosfato determinados en soluciones nutritivas con el reflectómetro y los obtenidos en el laboratorio acreditado. Ecuación del modelo ajustado y R^2 .

En nuestros ensayos se han tenido que diluir en muchos casos las muestras para adaptarlas al rango de medida del reflectómetro, lo que puede suponer una fuente de error. Estas diluciones se realizan diluyendo la muestra de a determinar con agua destilada, las medidas se realizan con pipeta, se

mezcla para obtener una muestra homogénea y se determina la concentración de nutrientes con los métodos de análisis rápidos.

3.1.2. Método colorimétrico

El método colorimétrico únicamente se utilizó para determinar la concentración de nitrato en solución nutritiva. La relación del método colorimétrico con el laboratorio es muy alta, si bien, la relación del colorímetro con el reflectómetro es aún mayor, alcanzando más del 90%. Las muestras se analizaron simultáneamente con los dos métodos rápidos, mientras que el laboratorio es externo y transcurre algo de tiempo, esto puede explicar que las determinaciones mediante métodos rápidos tengan una relación mayor entre ellas que comparándolas con el laboratorio. Las Figuras 79 y 80 representan la recta de regresión lineal a la que se ajustan los valores, su ecuación y coeficiente de determinación R^2 .

Nitrato colorímetro versus laboratorio

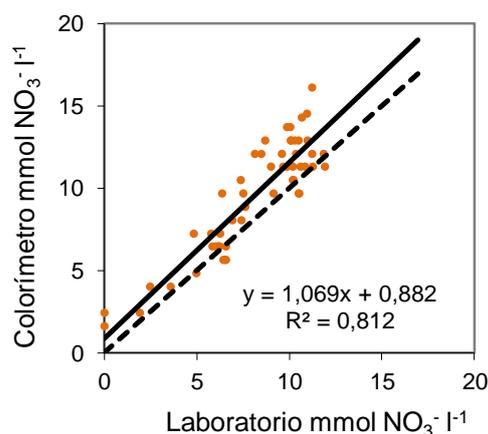


Figura 79. Relación entre concentración de NO_3^- (mmol l^{-1}) determinado con método colorimétrico y laboratorio acreditado en muestras de solución nutritiva. Ecuación del modelo ajustado y R^2 .

Nitrato colorímetro versus reflectómetro

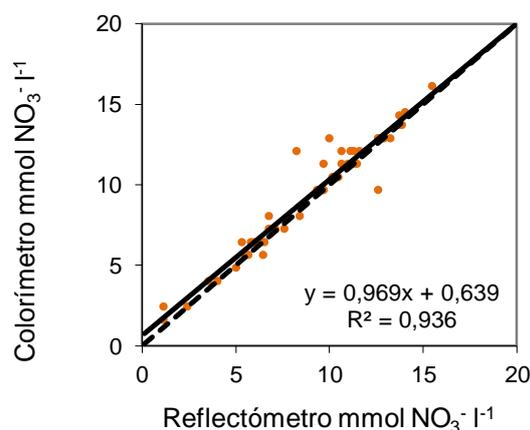


Figura 80. Relación entre concentración de NO_3^- (mmol l^{-1}) determinado con método colorimétrico y reflectómetro en muestras de solución nutritiva. Ecuación del modelo ajustado y R^2 .

Las regresiones lineales se obtuvieron mediante el programa estadístico *Statgraphics Plus versión 5.1*.

Se resumen los resultados obtenidos de las muestras de solución nutritiva determinadas (Tabla 16).

Nutriente	Parámetros	Reflectómetro	Colorímetro
Nitrato	Ecuación recta de regresión	$y=1,066x + 0,548$	$y=1,069 + 0,882$
	Coefficiente de determinación R^2	0,811	0,812
	Rango NO_3^- (mmol.l ⁻¹)	(1,1-15,5)	(1,61-16,13)
Amonio	Ecuación recta de regresión	$y=0,795x + 0,140$
	Coefficiente de determinación R^2	0,820
	Rango NH_4^+ (mmol.l ⁻¹)	(0,0-5,6)
Calcio	Ecuación recta de regresión	$y=0,437x + 0,996$
	Coefficiente de determinación R^2	0,168
	Rango Ca^{2+} (mmol.l ⁻¹)	(0,5-3,2)
Potasio	Ecuación recta de regresión	$y=0,244x + 2,946$
	Coefficiente de determinación R^2	0,143
	Rango K^+ (mmol.l ⁻¹)	(0,0-4,7)
Fosfato	Ecuación recta de regresión	$y=0,604 + 0,293$
	Coefficiente de determinación R^2	0,388
	Rango PO_4^{3-} (mmol.l ⁻¹)	(0,1-2,0)

Tabla 16. Ecuación de la recta de regresión, coeficiente de determinación R^2 , coeficiente de correlación de cada nutriente en soluciones nutritivas obtenidas con cada equipo frente a los obtenidos en laboratorio y el rango de concentraciones de las soluciones nutritivas analizadas (mmol.l⁻¹). Con colorímetro sólo se determinó nitrato.

Para el uso en campo de cualquiera de estos dos métodos de análisis interesa que estos sean rápidos, de fácil manejo y baratos, además de su exactitud y precisión en las determinaciones. El método reflectométrico resulta muy sencillo de manejar, y es más rápido que el método colorimétrico, que por su parte, es más barato.

4. Determinación de nitratos en solución de suelo

En la Figura 81 se representa el seguimiento durante el ciclo de cultivo de la concentración de NO_3^- determinada mediante reflectómetro en la solución de suelo extraída mediante sondas de succión en cada uno de los tratamientos.

La primera reducción en el aporte de abonado nitrogenado en los sectores con tratamiento reducido (TN) (20% con respecto a TC) comenzó 85 DDT, pero como observamos en la gráfica no se observa un descenso en la concentración de NO_3^- en la solución de suelo, con la segunda reducción (40% con respecto a TC) que tiene lugar 100 DDT, en 7 días se aprecia un descenso en el contenido de nitrato determinado en la solución del suelo de TN.

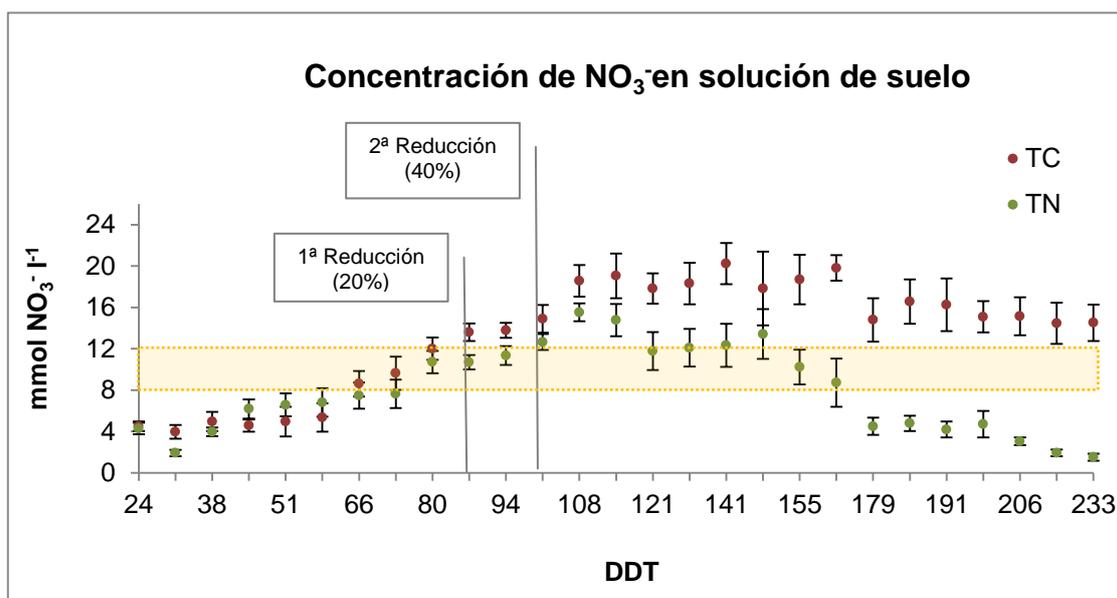


Figura 81. Concentración de NO_3^- (mmol l^{-1}) en la solución de suelo extraída mediante sondas de succión en cada uno de los tratamientos y determinado mediante reflectómetro. Los valores representados son promedios de las dos repeticiones de cada uno de los tratamientos con el error estándar de la media de las muestras extraídas con sondas de succión a lo largo del ciclo de cultivo definido en DDT (Días Después de Trasplante).

El tratamiento reducido (TN) mantiene el contenido de nitrato en solución de suelo entre los valores del rango recomendado ($8\text{-}12 \text{ mmol l}^{-1}$) desde 115 DDT. Al final del final del cultivo, desde 180 DDT se alcanzan valores más bajos.

En cada sector existen diferentes concentraciones de nitrato de partida en el suelo, por lo tanto, la evolución en el tiempo del contenido de NO_3^- en las muestras obtenidas de las sondas de succión es diferente para cada uno de estos sectores.

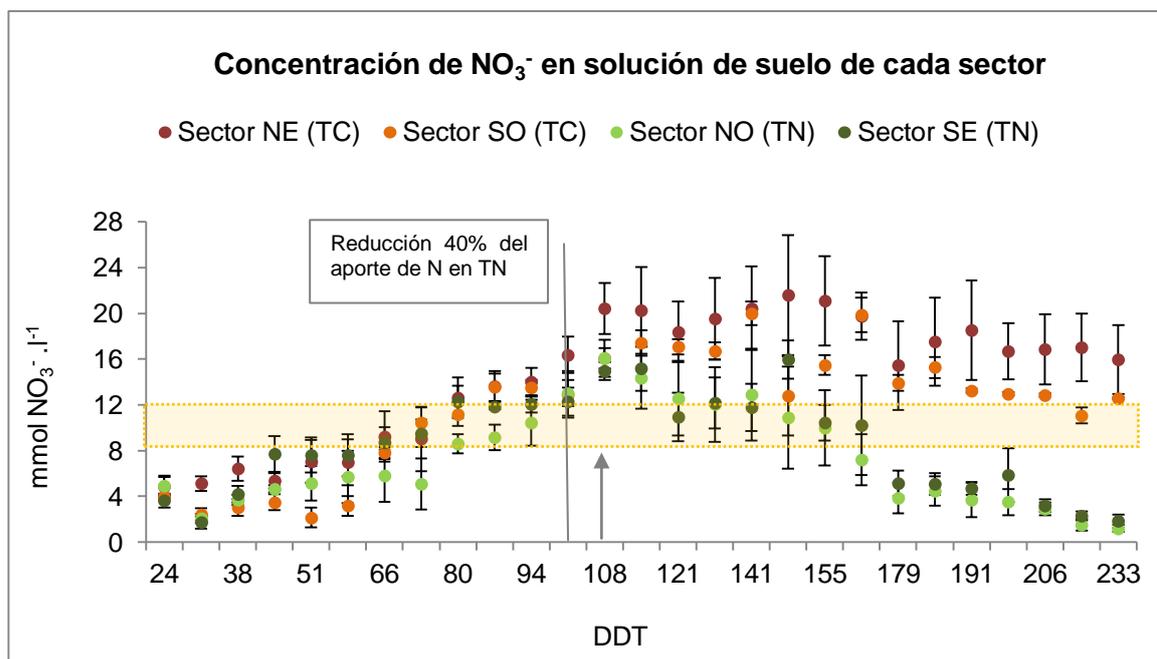


Figura 82. Concentración de nitrato (mmol l^{-1}) en solución de suelo extraída mediante sondas de succión los dos sectores o repeticiones de cada tratamiento. Los valores representados son promedios con error estándar de la media de las determinaciones realizadas con el reflectómetro.

El hecho de que la concentración de NO_3^- al principio del cultivo aumente es consecuencia del plan de abonado seguido, ya que al comienzo del cultivo se realiza un mayor aporte de fertilizantes nitrogenados para un correcto desarrollo de las plantas y después se va reduciendo conforme se alcanza el estado productivo.

En las siguientes figuras se representa la variabilidad del suelo, para ello se distinguen los cuatro sectores o repeticiones definidos por su orientación y tratamiento: NE y SO son las repeticiones del Tratamiento Convencional (TC) (Figura 83) y NO y SE son las repeticiones del Tratamiento Reducido (TN) (Figura 84).

A pesar de la elevada variabilidad que existe entre las muestras tomadas por cada sonda, existe una tendencia común, en estas figuras se representa el promedio de las 5 sondas que se instalan en cada sector con el error estándar de la media.

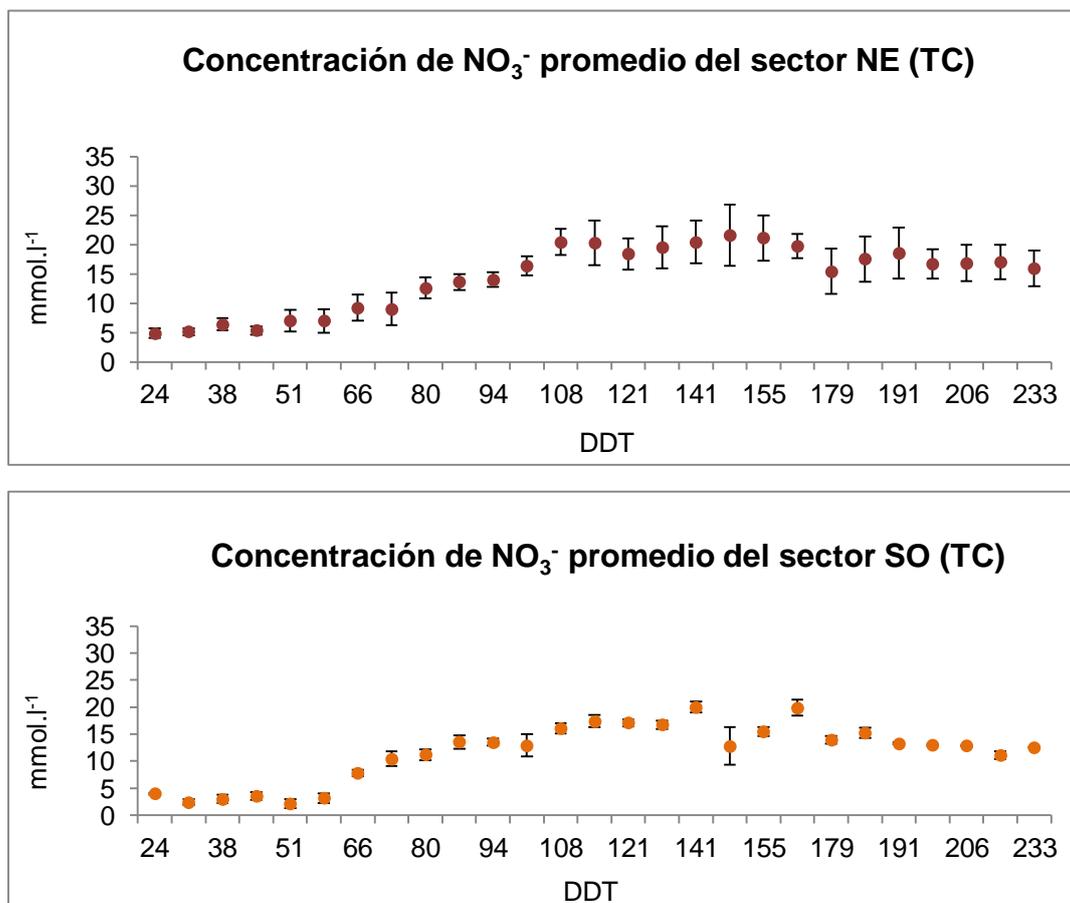


Figura 83. Concentración de nitrato (mmol l⁻¹) promedio determinado mediante reflectómetro en muestras de solución de suelo extraídas mediante sondas de succión en los dos sectores con Tratamiento Convencional (TC).

La variabilidad que presentan los valores de nitrato determinados en muestras de solución de suelo de las repeticiones o sectores de TC (Figura 83) indica que el suelo del sector NE es bastante heterogéneo, las barras de error muestran que esta heterogeneidad se acentúa a partir de los 110 DDT, es en esta fase del cultivo cuando la fertilización nitrogenada se reduce para favorecer la maduración del fruto. El sector SO, en cambio, presenta un terreno más homogéneo, donde todas las barras de error son tan pequeñas que el propio símbolo de la figura lo oculta.

En las repeticiones de TN se observan barras de error pequeñas, indicando menor variabilidad en las determinaciones realizadas en las muestras de solución de suelo extraídas con las sondas de succión. En el sector NO, hay un período entre 110 y 160 DDT aproximadamente, en el que aumenta la variabilidad. Estas fechas coinciden con la reducción del aporte de fertilizantes nitrogenados en este tratamiento con respecto a TC. Se comienza a reducir un 40 % el aporte 100 DDT, no observándose en el suelo un

descenso de la concentración de nitrato hasta 108 DDT aproximadamente, a partir de esta fecha los valores de nitrato en suelo se mantienen en el rango indicado por el protocolo (de 8 a 12 mmol. l⁻¹) e incluso alcanzando valores próximos a 0.

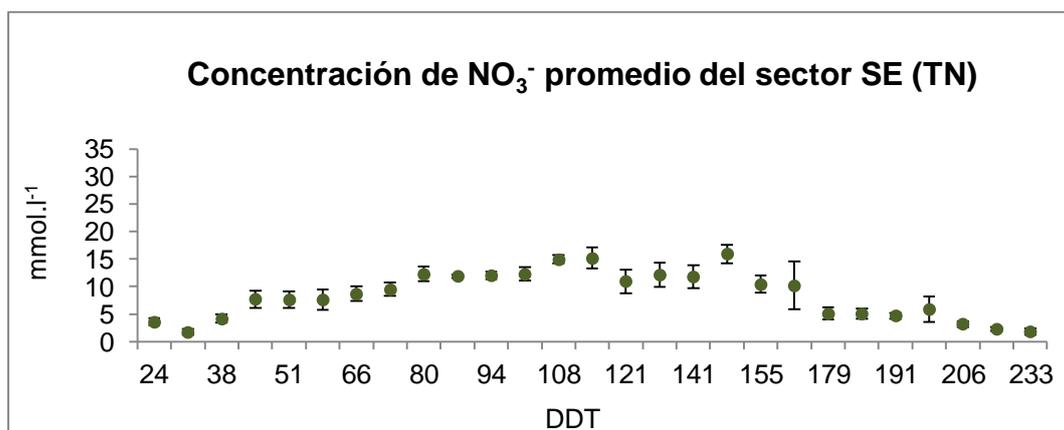
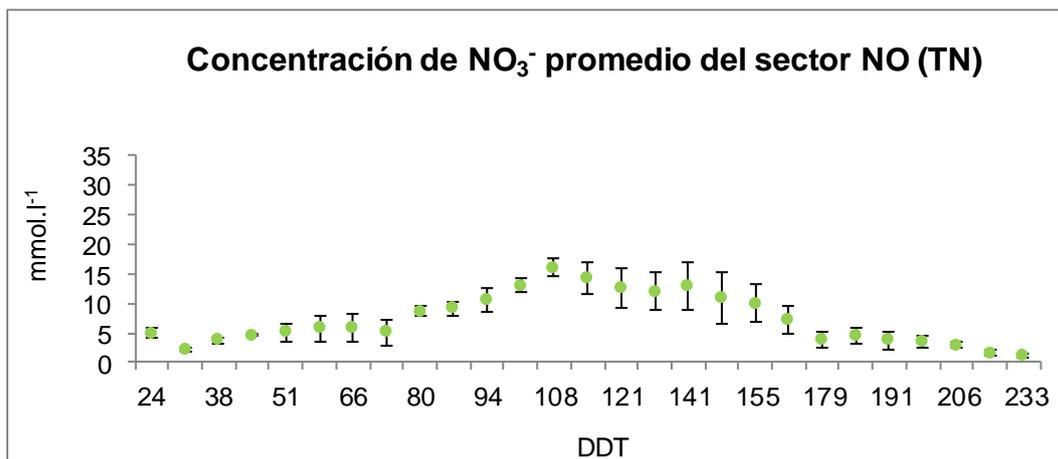


Figura 84. Concentración de nitrato (mmol l⁻¹) promedio determinado mediante reflectómetro en muestras de solución de suelo extraídas mediante sondas de succión en los dos sectores con Tratamiento reducido en Nitrógeno (TN).

El objetivo de finalizar el ciclo con valores tan bajos es evitar sobrantes de nitratos en la solución del suelo con elevada potencialidad contaminante durante los riegos de lavado y desinfección que se realizan al acabar el cultivo.

Con respecto a la variabilidad de las sondas de succión, observamos en la tabla siguiente que contenidos más bajos de nitrato en el suelo pueden ser la causa de una menor variabilidad entre las sondas, ya que en ambos sectores el rango en los que se mueven éstas es de 5 mmol l⁻¹ aproximadamente.

La Tabla 17 resume el análisis estadístico de las determinaciones de NO_3^- (mmol l^{-1}) en solución de suelo con el método reflectométrico.

DDT	Tratamiento convencional (TC)					Tratamiento Reducido (TN)				
	Rango (mmol l^{-1})	Mínimo (mmol l^{-1})	Máximo (mmol l^{-1})	Media (mmol l^{-1})	C.V. (%)	Rango (mmol l^{-1})	Mínimo (mmol l^{-1})	Máximo (mmol l^{-1})	Media (mmol l^{-1})	C.V. (%)
24	3,6	2,6	6,1	4,4	28	5,5	1,9	7,4	4,3	42
31	4,7	1,6	6,3	3,7	45	2,2	1,0	3,2	1,9	54
38	7,3	1,6	8,9	4,6	50	3,9	2,4	6,3	4,0	28
43	4,8	2,4	7,3	4,5	34	7,4	4,1	11,5	6,2	43
51	8,7	1,3	10,0	4,9	77	6,6	3,1	9,7	6,6	44
58	8,6	1,0	9,5	5,3	68	7,9	2,1	10,0	6,8	54
66	10,0	2,7	12,7	8,1	38	7,9	2,9	10,8	7,5	41
72	12,9	1,1	14,0	8,9	44	9,7	2,3	11,9	7,6	42
80	7,7	7,1	14,8	11,4	24	7,4	7,1	14,5	10,7	23
86	10,0	6,9	16,9	12,8	17	5,6	6,9	12,6	10,7	8
94	10,2	6,5	16,6	12,9	14	7,3	6,5	13,7	11,4	10
100	10,0	8,9	18,9	14,3	24	6,0	9,2	15,2	12,7	18
108	12,3	11,8	24,0	17,7	22	7,9	11,8	19,7	15,5	9
115	20,2	8,6	28,7	17,7	30	11,6	8,6	20,2	14,8	22
121	16,5	8,1	24,5	16,6	22	14,7	7,3	21,9	11,8	42
129	21,0	7,0	28,1	16,9	29	14,5	7,0	21,5	12,1	40
141	18,5	7,9	26,5	18,7	26	16,9	7,9	24,8	12,3	48
151	25,9	8,0	33,9	16,6	53	20,6	3,2	23,9	13,4	34
155	21,6	7,1	28,7	17,2	34	13,7	6,1	19,8	10,2	44
171	22,7	2,1	24,8	17,6	16	21,1	2,1	23,2	8,7	41
179	16,1	7,7	23,9	13,9	38	6,6	1,6	8,2	4,5	46
185	20,1	4,1	24,2	15,0	34	5,5	2,7	8,2	4,8	43
191	26,2	0,4	26,6	14,3	42	7,4	0,4	7,7	4,2	34
200	21,3	0,8	22,1	13,3	27	11,9	0,8	12,7	4,7	64
206	22,7	1,3	24,0	13,4	32	3,4	1,3	4,7	3,0	27
218	22,5	0,1	22,6	12,7	36	2,8	0,1	2,9	1,9	30
233	21,1	0,5	21,6	12,8	32	2,7	0,1	2,7	1,5	59

Tabla 17. Rango, mínimo, máximo, media (mmol l^{-1}) y coeficiente de variación (C.V.) (%) determinado en solución de suelo con reflectómetro. Cada medida es un promedio de las muestras obtenidas mediante sondas de succión en las dos repeticiones de cada tratamiento en una fecha determinada, identificada como Días Después de Trasplante (DDT).

Ambos tratamientos muestran la misma tendencia, cuánto más elevada es la concentración de NO_3^- , más elevado también es el rango. Con los datos de la Tabla 17 advierte que la elevada variabilidad obtenida en las muestras extraídas mediante sondas de succión es un aspecto muy importante a tener en cuenta si se pretende utilizar esta técnica.

4.1. Evaluación de métodos de determinación de nutrientes en solución de suelo extraída mediante sondas de succión

Se determinó el contenido de nitrato en las muestras de solución de suelo extraídas mediante sondas de succión con los métodos de análisis rápidos, reflectómetro y colorímetro.

Las diferencias entre los valores determinados con ambos métodos de análisis rápidos (Figura 85) pueden ser debidas a las diluciones que se llevan a cabo durante el proceso, ya que estos aparatos de medida limitan el rango de medida de 0,08 a 3,63 mmol.l⁻¹ de NO₃⁻, valores que se superan con creces, por lo que es necesario diluir con agua destilada las muestras.

Se describen los resultados de ajustar un modelo lineal para describir la relación entre los valores de NO₃⁻ (mmol l⁻¹) determinados con el colorímetro y con el reflectómetro y se representa la ecuación del modelo ajustado y el coeficiente de determinación R².

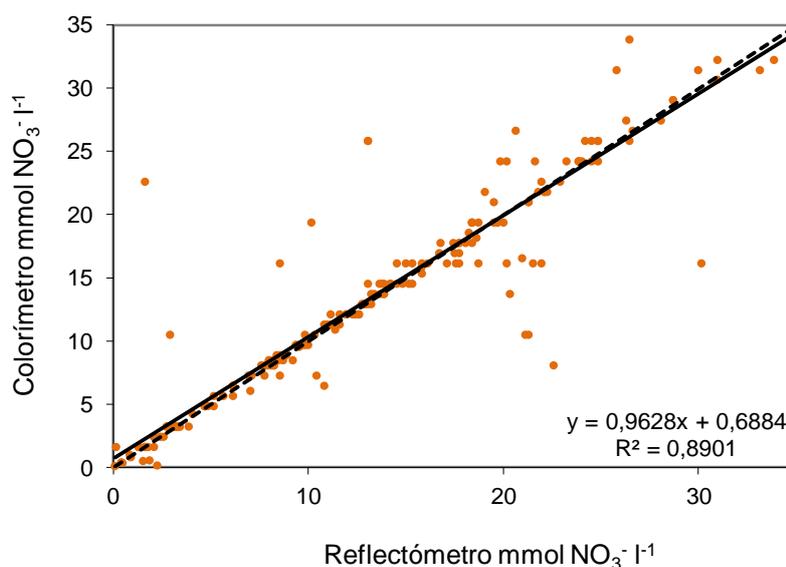


Figura 85. Relación entre concentración de NO₃⁻ (mmol l⁻¹) determinado con método colorimétrico y reflectómetro en muestras de solución de suelo. Ecuación del modelo ajustado y coeficiente de determinación R².

Puesto que P-valor<0,05 existe una relación estadísticamente significativa entre los valores determinados con el colorímetro y los determinados con el reflectómetro con un nivel de confianza del 95,0%. El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo ajustado explica 89,01% de la variabilidad en colorímetro.

5. Análisis de suelo

La toma de muestras de suelo de cada tratamiento de fertirriego se compuso de 15 submuestras de cada repetición del ensayo (250 m²) a una profundidad de 25 cm y próximas a la zona de desarrollo radicular de la planta.

Los análisis de suelo se llevaron a cabo en un laboratorio acreditado. Se determinó el contenido de nitratos en extracto saturado y el contenido de nitrógeno nítrico en el análisis de fertilidad del suelo.

5.1. Contenido de nitratos en extracto saturado

El contenido de nitratos en extracto saturado de suelo se representa en la Tabla 18, en la que podemos ver que el suelo de partida (18/08/2008) contenía una concentración de nitratos casi dos veces superior en el sector con tratamiento reducido que en el sector con tratamiento convencional. Se realizó un segundo análisis (02/01/2009) a la mitad del ciclo de cultivo, con unos resultados similares en ambos sectores y otro al final (23/04/2009). La diferencia del contenido inicial y final que refleja una disminución de NO₃⁻ de 8,5 mmol l⁻¹ en el tratamiento convencional (TC) y de 21,4 mmol l⁻¹ en el tratamiento reducido (TN).

Tratamiento	Inicio del cultivo (mmol l ⁻¹)	Durante el cultivo (mmol l ⁻¹)	Final del Cultivo (mmol l ⁻¹)	Reducción de NO ₃ ⁻ (mmol l ⁻¹)
TC	19,3	14,2	10,8	8,5
TN	35,7	14,7	14,3	21,4

Tabla 18. Valores de contenido en extracto saturado de nitrato obtenidos en análisis de suelo (25 cm de profundidad) en cada uno de los tratamientos.

Dada la elevada variabilidad en el contenido de nitrato que existe entre las diferentes repeticiones, en la Tabla 19 se puede observar cómo se reduce el contenido de nitrato en suelo con más detalle.

Tratamiento	Repetición	Inicio de cultivo (mmol l ⁻¹)	Durante el cultivo (mmol l ⁻¹)	Final del cultivo (mmol l ⁻¹)	Reducción de NO ₃ ⁻ (mmol l ⁻¹)
TC	NE	21,8	15,4	18,0	3,8
TC	SO	16,7	13,0	3,6	13,1
TN	NO	44,5	14,2	14,2	30,3
TN	SE	27,0	15,3	14,5	12,5

Tabla 19. Valores de contenido en extracto saturado de nitrato obtenidos en análisis de suelo (25 cm. de profundidad) en las repeticiones de cada tratamiento.

Teniendo en cuenta los valores establecidos por Fernández et al. 2003, a pesar de la reducción de nitratos que ha tenido lugar durante el ensayo, el contenido de nitrato al final del cultivo se puede clasificar como “alto”.

5.2. Contenido de nitrógeno nítrico de suelo

El contenido de nitrógeno nítrico en el análisis de fertilidad del suelo (Tabla 20) presenta una reducción de 22 mg kg⁻¹ en el tratamiento convencional y en el tratamiento reducido de 60,5 mg kg⁻¹.

Tratamiento	Inicio de cultivo (mg kg ⁻¹)	Durante el cultivo (mg kg ⁻¹)	Reducción de N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)
TC	54,5	32,5	22,0
TN	103,0	42,5	60,5

Tabla 20. Valores de concentración de nitrógeno nítrico de suelo (mg kg⁻¹) obtenido en el análisis de fertilidad del suelo realizado al inicio y al final del ensayo en cada tratamiento.

A pesar de haber conseguido disminuir la cantidad de nitrógeno nítrico en suelo de forma notable, según la referencia que hemos tenido en cuenta para la interpretación del análisis de suelo podemos clasificar nuestro suelo al finalizar el ensayo como “alto”. Lo que nos lleva a pensar que quizás necesitaríamos varias campañas para alcanzar un suelo con un nivel “normal” de nitrato.

6. Producción

A lo largo del cultivo se han realizado un total de 8 pases de recolección. A continuación se representa en una gráfica la producción total y comercial acumulada en las distintas recolecciones que se sucedieron a lo largo del ciclo de cultivo distinguiendo los dos tratamientos de fertirrigación aplicados.

El análisis estadístico mediante el análisis de la varianza (LSD) muestra que no existen diferencias estadísticamente significativas (P<0,05) de producción entre los distintos tratamientos de fertirrigación aplicados.

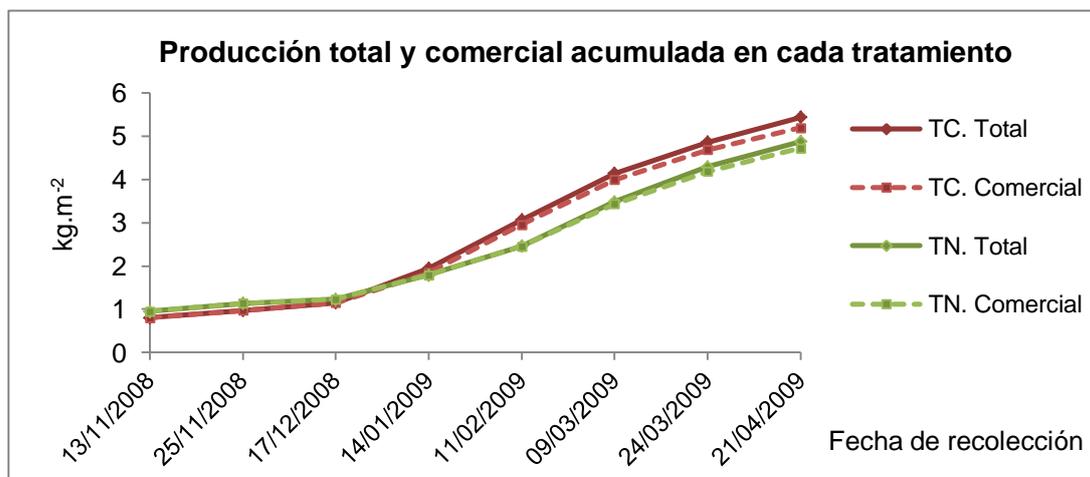


Figura 86. Producción acumulada total y comercial obtenida en cada uno de los tratamientos y expresada en kg m^{-2} .

Fecha de Recolección	Producción total (kg m^{-2})		Producción comercial (kg m^{-2})	
	TC	TN	TC	TN
13/11/2008	0,80	0,96	0,80	0,96
25/11/2008	0,17	0,18	0,17	0,18
17/12/2008	0,18	0,10	0,18	0,10
14/01/2009	0,79	0,56	0,69	0,56
11/02/2009	1,12	0,67	1,11	0,66
09/03/2009	1,08	1,02	1,03	0,99
24/03/2009	0,73	0,81	0,69	0,75
21/04/2009	0,57	0,59	0,51	0,54
TOTAL	5,43	4,88	5,19	4,72

Tabla 21. Producción total y comercial obtenida en cada uno de los tratamientos en cada recolección y expresada en kg m^{-2} .

7. Parámetros de calidad de fruto

Los parámetros determinados fueron contenido de nitrato en fruto, peso medio de fruto fresco, fruto conservado en cámara frigorífica a una temperatura de 9 °C durante diez días, pérdida de peso de fruto (diferencia entre peso fresco y conservado), longitud, perímetro y grosor medio de fruto, firmeza y concentración de sólidos solubles (°brix).

Para el análisis estadístico de estos parámetros se utilizó el programa informático *Statgraphics Plus versión 5.1.*, con el procedimiento de las menores

diferencias significativas de Fisher (LSD). Con este método hay un 5% de riesgo de considerar cada par de medias como significativamente diferentes cuando la diferencia real es igual a 0.

Los resultados obtenidos de contenido de nitrato en fruto muestran que no existen diferencias estadísticamente significativas ($P < 0,05$) entre los tratamientos de fertirrigación aplicados (Figura 87).

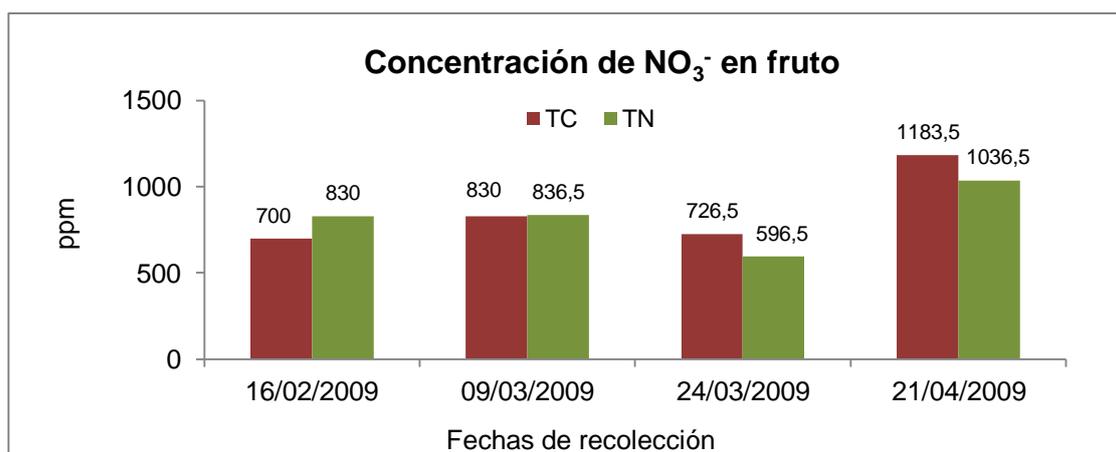


Figura 87. Concentración de nitrato en muestras de fruto de cada uno de los tratamientos.

Los frutos obtenidos mediante fertirrigación convencional (TC) y los obtenidos mediante el control de la fertirrigación nitrogenada (TN) mostraron valores similares en cuanto a peso medio y diferencia de peso entre fruto fresco y conservado no habiéndose observado diferencias estadísticamente significativas ($P < 0,05$) entre ambos tratamientos (Figura 88).

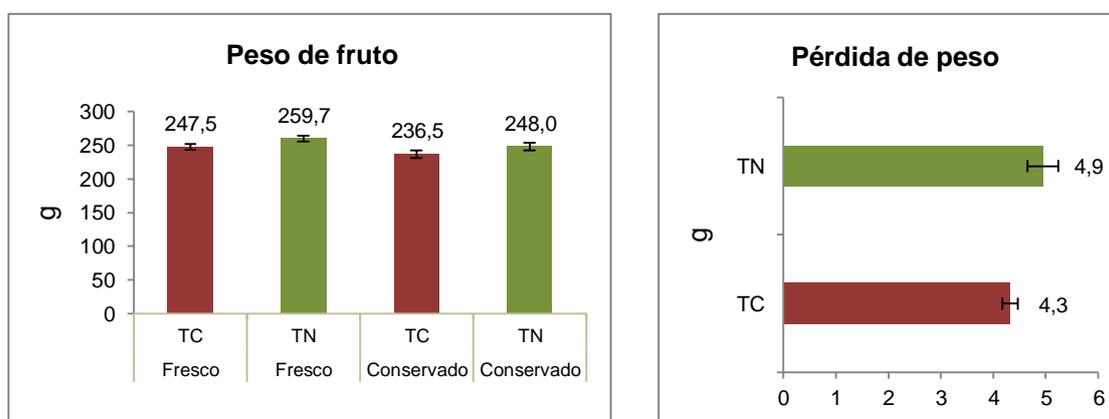


Figura 88. Peso de fruto fresco y conservado (g) determinado en cada tratamiento a la izquierda y a la derecha, pérdida de peso (g) que tiene lugar en los frutos conservados durante 10 días en una cámara frigorífica a 9°C en cada uno de los tratamientos.

Las diferencias entre los valores medios de firmeza en fresco y tras su conservación en cámara frigorífica tampoco fueron estadísticamente significativas ($P < 0,05$) (Figura 89).

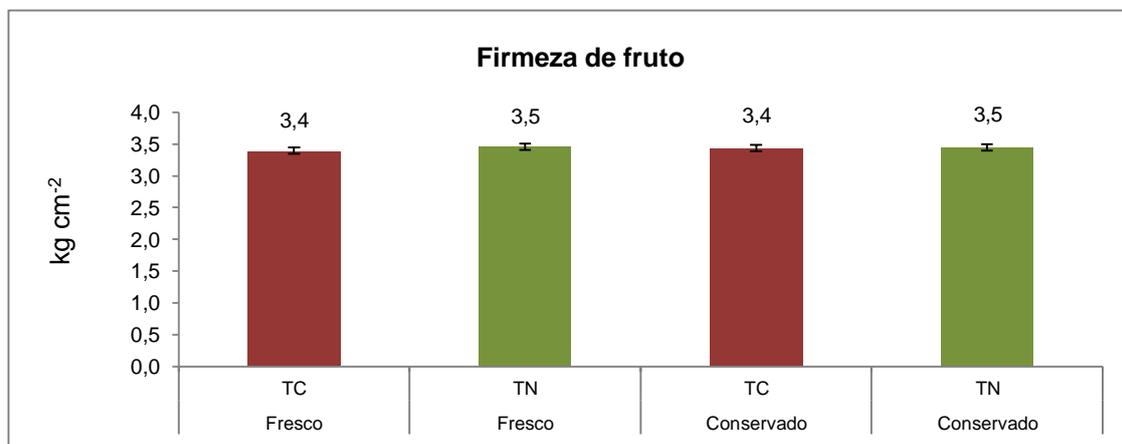


Figura 89. Firmeza determinada en fruto fresco y conservado por tratamientos (kg cm⁻²).

En cuanto a los parámetros relativos al perímetro de hombros y longitud de fruto y a la calidad organoléptica, concentración de sólidos solubles (°brix), no se han encontrado diferencias estadísticamente significativas ($P < 0,05$) entre ambos tratamientos (Figura 90).

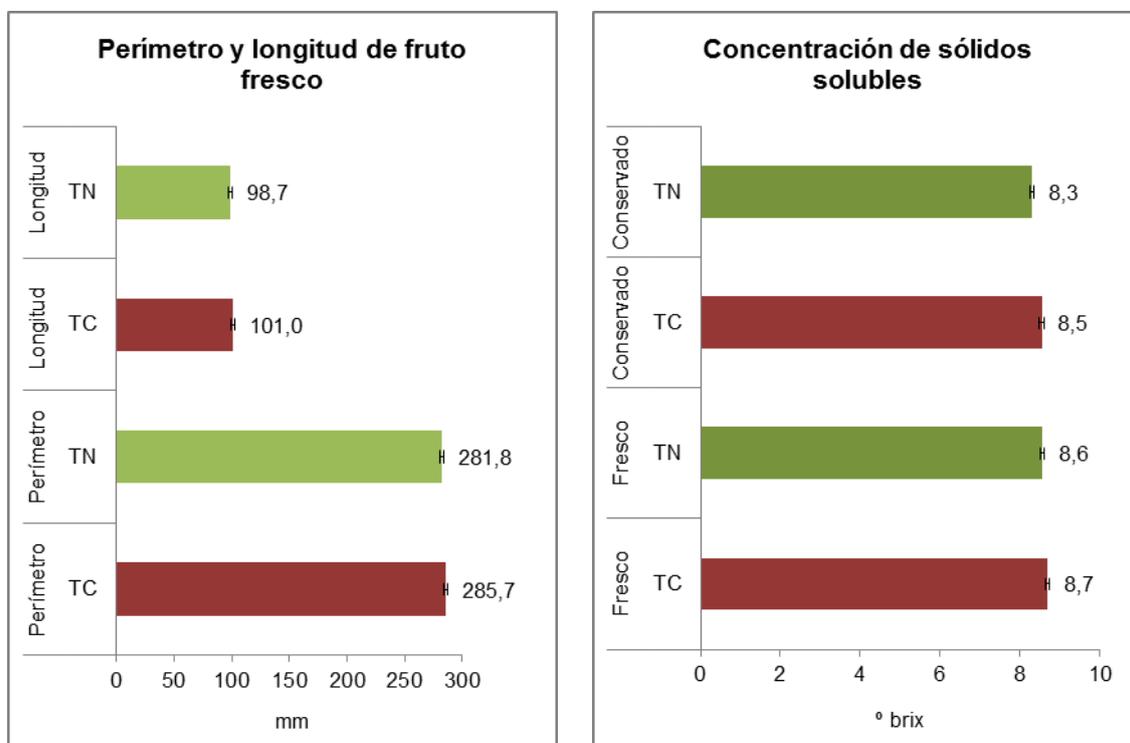


Figura 90. Perímetro de fruto (mm) y longitud de fruto fresco (mm) a la izquierda. A la derecha, concentración de sólidos solubles (°brix) en fruto fresco y en fruto conservado.

8. Costes y tiempo empleado en cada determinación

El coste de los aparatos rápidos de medida de nutrientes y de cada determinación se expresa en la Tabla 22.

	Reflectómetro	Colorímetro
Equipo	736,0 €	88,5 €
Solución patrón	32,9 €	-
Reactivos:		
Nitrato	0,90 €	0,44 €
Potasio	1,50 €	-
Fosfato	1,36 €	-
Amonio	1,20 €	-
Calcio	1,52 €	-

Tabla 22. Costes de los equipos de determinación de nutrientes y de cada muestra en euros. Los precios que figuran en la tabla no incluyen I.V.A.

En la Tabla 23 que sigue se refleja el tiempo estimado necesario para la determinación de cada nutriente utilizando cada uno de los equipos rápidos.

Nutriente	Reflectómetro	Colorímetro
Nitrato	1 min	5 min
Potasio	1min y 35sec	-
Fosfato	3min y 30sec	-
Amonio	5 min	-
Calcio	2min y 30sec	-

Tabla 23. Tiempo de determinación de cada nutriente con cada uno de los equipos rápidos de medida, reflectómetro y colorímetro.

Para extraer las muestras de solución de suelo se utilizó una sonda de succión de cápsula porosa, el coste de este aparato es de 100 €.

9. Recomendación de manejo de sondas de succión

Con los resultados obtenidos de la evaluación del protocolo hemos elaborado una recomendación de manejo de sondas de succión para disminuir la contaminación por nitratos en cultivos bajo abrigo (Anejo I) destinado a técnicos y agricultores. En éste se incluye información sobre la situación

actual; la legislación vigente; estrategias de control, donde se resumen ensayos llevados a cabo en el centro IFAPA La Mojonera en cultivos de pimiento y de tomate bajo plástico; recomendaciones de manejo, como la instalación de las sondas de succión de cápsula porosa según la estructura del terreno, cómo realizar el vacío y los tiempos que hay que tener en cuenta para extraer las muestras de solución de suelo, la determinación de nitratos utilizando métodos de análisis rápidos como por ejemplo el reflectómetro y una evaluación económica.

CONCLUSIONES

- Los equipos empleados para extraer la solución del suelo fueron las sondas de succión, un método relativamente sencillo y de fácil manejo. Los resultados muestran una elevada variabilidad entre sondas, lo que hace necesario instalar varias sondas y suponiendo éste un coste que pueda condicionar su uso. El manejo de estas sondas a pesar de ser sencillo, requiere un tiempo que en ocasiones los agricultores y técnicos no disponen, ya que estas operaciones se llevan a cabo en plena campaña, por todo ello se plantea la necesidad de buscar alternativas tecnológicas.
- Los dos métodos rápidos utilizados para la determinación de nitratos (reflectómetro y kit colorimétrico) son aptos para su uso en campo por su precisión, rapidez y facilidad de manejo, aunque requieren la dilución de la muestra para adaptar la concentración de nitratos al rango de medida del aparato, lo que dificulta su uso y añade error al resultado. Sería conveniente buscar nuevas tecnologías con rangos de medida aptos para muestras de suelo.
- De los dos test rápidos evaluados el reflectómetro es más rápido y sencillo que el colorímetro, ya que este último requiere la adición de reactivos, un tiempo de espera y en el resultado influye la apreciación del color de la persona que lo maneja.
- La evaluación de los test rápidos en soluciones nutritivas en comparación con los análisis de laboratorio mostró que el reflectómetro determina con exactitud la concentración de nitrato y amonio y el colorímetro presenta alta precisión con el nitrato, al igual que al compararlo con el reflectómetro.
- En este ensayo hemos ajustado el protocolo de fertirrigación con una reducción mayor en el aporte de nitratos al final del cultivo con el fin de dejar el suelo con el menor contenido de nitratos susceptibles de ser lixiviados en futuros riegos de desinfección, lavado y pretrasplante.
- El tratamiento controlado de la fertirrigación nitrogenada seguido durante el presente ensayo no ha demostrado tener efectos negativos sobre la productividad del cultivo ni sobre la calidad comercial, post-cosecha y organoléptica de los frutos obtenidos.

BIBLIOGRAFÍA

Alberts A.E., Burwell R.E. and Schuman G.E. 1977. Soil nitrate-nitrogen determined by coring and solution extracting techniques. Soil Science. Soc. Am. J. 41:90-92 p.

Alonso López M.M, Marín Irigaray E., Alarcón López M.J. y García García M.C. 2008. Los nitratos de origen agrario según las normas de calidad hortícolas. Investigaciones y control. Ed. Cuadrado Gómez I.M. Fundación para la Investigación Agraria en la Provincia de Almería. 112 pp.

Andreu J., Betrán J., Delgado I., Espada J.L., Gil M., Gutiérrez M., Iguácel F., Isla R., Muñoz F., Orús F., Pérez M., Quílez D., Sin E., Yagüe M.R. 2006. Fertilización nitrogenada. Guía de actualización, en El uso intensivo de fertilizantes y estiércoles puede ocasionar problemas medioambientales si no se respeta el equilibrio de todo el sistema. Gobierno de Aragón. 197 pp.

Arauzo M., Díez J.A. y Hernáiz P. 2003. Estimación de balances hídricos y lixiviación de nitratos en sistemas agrícolas en Estudios de la Zona No Saturada del Suelo Vol. VI. J.Álvarez-Benedí y P. Marinero. 39-44 p.

Baeza Cano R., Del Castillo Lupiáñez N., Fernández Fernández M., López Segura J.G. 2009. Resultados del estudio de caracterización y evaluación de las instalaciones de riego de cultivos hortícolas en invernadero en el poniente de Almería. Boletín Trimestral de Información al Regante. Sistema de Asistencia al Regante (SAR). IFAPA. 3-4 p.

Barbee y Brown, 1986. Comparison between suction and free-drainage soil solution samplers. Soil Science. 141, 1, 149-154 p.

Blancas Cabello C. y Hervás Ramírez M. ^a E. 2001. Contaminación de las aguas por nitratos y efectos sobre la salud. Manual divulgativo. Consejería de Salud. Junta de Andalucía. 87 pp.

BOE n. 255 22 de octubre de 2009 Sec. I, pág. 88201-88215. Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.

BOE núm. 157 de 2 de julio de 2002. Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación. 23910-23927 p.

BOE núm. 189 de 8 de agosto de 1985. La Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.

BOE núm. 61 de 11 marzo 1996, Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.

BOJA núm. 157 de 13 de agosto de 2009. Orden de 7 de julio de 2009, conjunta de las Consejerías de Agricultura y Pesca y Medio Ambiente, por la que se aprueba la modificación de las zonas vulnerables designadas mediante Decreto 36/2008, de 5 de febrero, por el que se designan las zonas vulnerables y se establecen medidas contra la contaminación por nitratos de origen agrario. Sevilla. 48-51 p.

BOJA núm. 36 de 20 de febrero 2008. Decreto 36/2008 de 5 de febrero se designan las zonas vulnerables y se establecen medidas contra la contaminación por nitratos de origen agrario. Sevilla. 5-15 p.

BOJA núm. 4 de 8 de enero 2009. Corrección de errata a la Orden de 18 de noviembre de 2008, por la que se aprueba el programa de actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en Andalucía contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias. Sevilla. 39-48 p.

BOJA núm. 4 de 8 de enero 2009. Orden de 18 de noviembre de 2008, por la que se aprueba el programa de actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en Andalucía. Sevilla. 39-48 p.

BOJA núm. 40 de 27 de febrero 2009. Corrección de errores de la Orden de 18 de noviembre de 2008, por la que se aprueba el programa de actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en Andalucía (BOJA núm. 4, de 8.1.2009). Sevilla. 26-29 p.

BOJA núm. 53 de 18 de marzo de 2010. Orden de 9 de marzo de 2010, por la que se modifica la de 18 de noviembre de 2008, por la que se aprueba el programa de actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedente de fuentes agrarias designadas en Andalucía. 61-62 p.

BOJA núm. 8 de 14 de enero de 2009. Corrección de errata a la Orden de 18 de noviembre de 2008, por la que se aprueba el programa de actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en Andalucía (BOJA núm. 4, de 8.1.2009). Sevilla. 39-40 p.

Bruselas, 9.2.2010. Informe de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo sobre la aplicación de la Directiva 91/676/CEE del Consejo relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos

utilizados en la agricultura, basado en los informes de los Estados miembros correspondientes al período 2004-2007. 11 pp.

Cadahía López C., Abad Berjon M., Castilla López N., Eymar Alonso E., López Vela D., Lucena Marota J.J., Montalvo López T., Segura Pérez M.L., Noguera Murray P. Fertirrigación. Cultivos Hortícolas y Ornamentales. 1997. Ediciones Mundi-Prensa, 475 pp.

Cajamar 2009. Análisis de la campaña hortofrutícola de Almería. Campaña 2008/2009. Informes y Monografías / 21. Edita: Cajamar. Almería. 52 pp.

Cánovas J., Molina E., Vicente F., Alcaraz N., Gómez M C., Angosto P., Navarro J. 2003. Influencia del abonado nitrogenado en un cultivo de pimiento bajo invernadero sobre la producción y la contaminación por nitratos. Actas de horticultura nº 39, X Congreso Nacional de Ciencias Hortícolas. Pontevedra 2003.

Castilla N. Invernaderos de plástico. Tecnología y manejo. Ed. Mundi-prensa. Madrid, 2005. 462 pp.

Cerrillo López M.I., Jorroto Zaguire S., López Rodríguez M.D., Martínez Acevedo M. y Usero Piernas S. 2009. Acuíferos poniente. Un tesoro oculto bajo tus pies. Agencia Andaluza del Agua, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla. 96 pp.

Céspedes López A.J., García García M.C., Pérez Parra J.J., Cuadrado Gómez I.M. 2009. Caracterización de la explotación hortícola protegida de Almería. Fundación para la Investigación Agraria en la Provincia de Almería (FIAPA). Almería. 177 pp.

Consejería de Agricultura y Pesca 2010. Avance Campaña Hortícola 2009/2010 (Septiembre 2009-Abril 2010. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía. 20 pp.

Consejería de Medio Ambiente, 2009. ANEJO VIII. Objetivos medioambientales y exenciones del Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Agencia Andaluza del Agua, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 231 pp.

Diario Oficial de la Unión Europea de 20.3.2008, ES, L 81. Directiva 2008/32/CE que modifica la Directiva 2000/60/CE de 11 de marzo de 2008 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la

política de aguas, por lo que se refiere a las competencias de ejecución atribuidas a la Comisión.

Diario Oficial de la Unión Europea de 21.11.2008, ES, L 311. Reglamento (CE) No 1137/2008 del Parlamento Europeo Y del Consejo de 22 de octubre de 2008 por el que se adaptan a la Decisión 1999/468/CE del Consejo determinados actos sujetos al procedimiento establecido en el artículo 251 del Tratado, en lo que se refiere al procedimiento de reglamentación con control.

Diario Oficial de la Unión Europea de 27.12.2006 ES, L 372. La Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de diciembre de 2006 relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.

Diario Oficial de la Unión Europea de 31 de diciembre de 1991, L-375. Directiva del Consejo 91/676/Ce, de 12 de diciembre, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura.

Diario Oficial de la Unión Europea, 31.10.2003, ES L 284, Reglamento (CE) No 1882/2003 Del Parlamento Europeo Y Del Consejo de 29 de septiembre de 2003 sobre la adaptación a la Decisión 1999/468/CE del Consejo de las disposiciones relativas a los comités que asisten a la Comisión en el ejercicio de sus competencias de ejecución previstas en los actos sujetos al procedimiento establecido en el artículo 251 del Tratado CE.

Diario Oficial de las Comunidades Europeas de 22.12.2000, ES, L 327. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

Díez, J.A.; Arauzo, M. y Hernáiz, P. 2005. Optimización de las dosis de riego mediante sondas de capacitancia y su efecto sobre la lixiviación de nitrato. Libro de resúmenes VII Jornadas de Investigación en la Zona no Saturada del Suelo. Coruña, 16 al 18 de noviembre 2005.

Domínguez Prats P., Franqueza Montes P.A. y González Asensio A. 2001. El conocimiento de los acuíferos del Campo de Dalías y su implicación en la gestión sostenible integral de los mismos. Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Almería.

FAO 1997. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. (Estudio FAO Riego y Drenaje-55) E.D. Ongley GEMS/Water

Collaborating Centre Canada Centre for Inland Waters Burlington, Canadá. 98 pp

FAO, 2002. Agricultura mundial: Informe resumido: hacia los años 2015/2030. FAO, 97 pp

Fernández Ruiz L., Fernández- Sánchez J.A., López Geta J.A. 2004. Protección de las aguas subterráneas frente a vertidos directos e indirectos. Serie: Hidrogeología y Aguas subterráneas n.13. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid. 352 pp.

Fraidías Amarillo J. 2008. Contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias. Medio Ambiente nº 62 Invierno 2008. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 31-33 p.

Gallardo M., Thompson R.B., Fernández M.D., López-Toral J., 2006. Effect of applied N concentration in a fertigated vegetable crop on soil solution nitrate and nitrate leaching loss. Acta Horticultura 700, 221-224 p.

García García M.C., Alonso López M.M., Cuadrado Gómez I.M. 2006. Contaminación por nitratos de origen agrario. Fundación para la Investigación Agraria de la Provincia de Almería. 134 pp.

Granados García M R., Thompson R. B., Fernández Fernández M D., Gázquez Garrido J C. Gallardo Pino M L., Martínez-Gaitán C. 2007. Reducción de la lixiviación de nitratos y manejo mejorado de nitrógeno con sondas de succión en cultivos hortícolas. Edita: Fundación Cajamar. Almería. 23 pp.

Granados, M.R., Thompson, R.B., Fernández, M.D., Gallardo M. y Gázquez, J.C 2005. Uso de sondas de succión para el manejo de la fertilización nitrogenada en un cultivo de tomate bajo condiciones de invernadero. I Jornada del Grupo de Fertilización de la SECH, Moncada (Valencia), Octubre 2005. 79-85 p.

Grossmann, J. y Udluft, P. 1991. The extraction of soil water by the suction-cup method: a review. Journal of Soil Science, 42: 83-93 p.

Guía de la Condicionalidad de la Política Agraria Común, que está en vigor desde enero de 2005. 44-54 p.

IGME, 2002. La problemática de los nitratos y las aguas subterráneas. Abastecimientos, aguas subterráneas y nitratos en la provincia de Jaén. IGME, 2002. 31 pp.

IGME, 2003. Resultados del Proyecto sobre conocimientos alcanzados de los Acuíferos del sur de Sierra de Gádor-Campo de Dalías. Avance-Resumen de la próxima publicación. Ministerio de Ciencia y Tecnología, Instituto Geológico Minero de España. 26 pp.

Irañeta J., Lasa B., Bozal J.M., Santos A., Betelu F., Romero J.M., Amézqueta, J. 2007. Fertilización en zonas vulnerables en Navarra. ITG Agrícola Enero-febrero 2007. 40-46 p.

ITGE, 1995. Informe sobre la situación de los acuíferos del Campo de Dalías (Almería) en relación con su declaración de sobreexplotación. Ministerio de Industria y Energía. Madrid. 26 pp.

ITGE, 1998. Atlas hidrogeológico de Andalucía. Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGME); Consejería de Obras Públicas y Transportes de la Junta de Andalucía; Consejería de Trabajo e Industria de la Junta de Andalucía. 216 pp.

Izcara S.P. 2000. La directiva nitratos en España: el ejemplo del Campo de Dalías, Almería. Estudios Agrosociales y Pesqueros, nº 186, 2000. 203-226 pp.

Jiménez S. Ignacio Ales J., Lao M.T., Plaza B. y Pérez M. 2006. Evaluación de nitrato de pruebas rápidas para mejorar la gestión de fertirrigación Evaluation of nitrate quick tests to improve fertigation management. Journal Title-Communications in soil science and plant analysis 2006, vol. 37, nº 15-20, 891 p.

Joya, M. 2001. Evaluación de equipos portátiles de análisis de nutrientes en finca para asistir en la gestión de la fertirrigación e invernaderos de Almería. Proyecto fin de carrera Universidad de Almería. Febrero 2001. Directores: Gallardo M. y Thompson R.

Junta de Andalucía, 2009. Programa de Actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en Andalucía. Junta de Andalucía. Tríptico.

Lao M.T. 1998. Gestión del fertirriego de los invernaderos de Almería mediante sondas de succión. Tesis doctoral nº 116 Universidad de Almería. Almería. 270 pp.

López Geta, 1998. Conferencia n.1.1: la contaminación de las aguas subterráneas por las actividades agrarias en España: la visión de la administración. Jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente. Valencia 1998. 39-54 p.

Marín Rodríguez, J. 2007. Portagrano: Vademécum de Variedades Hortícolas 2008-09. Edición XI. Almería, España.

MARM, 2009. La contaminación atmosférica por ozono en Europa en el verano de 2006. Resumen de las superaciones de los valores umbral de ozono comunitarios entre abril y septiembre de 2006. Agencia Europea de Medio Ambiente. Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino. 29 pp.

Martínez Vidal J.L. 1997. Calidad y contaminación de aguas subterráneas: los sistemas acuíferos del Campo de Dalías y Cuenca del Andarax. Actas del I y II Seminario del Agua , 91-118 pp.

Martínez, C.C. 2004. Efecto de las prácticas de manejo de los cultivos hortícolas en invernaderos de Almería sobre el riesgo de contaminación de aguas subterráneas con nitratos. Proyecto fin de carrera Universidad de Almería. Almería. 125 pp.

Merck KgaA, Alemania. Kit para Análisis Colorimétrico Nitrat-Test 10/150 mg L⁻¹. Manual de usuario.

Molina, L. 1997. Hidrogeoquímica e intrusión marina en el Campo de Dalías. Tesis Doctoral Universidad de Granada. 340 p.

Namesny, A., 2006. Pimientos. Compendios de Horticultura 9. Ediciones de Horticultura, S.L. Reus (España). 13-19 pp.

Navas Becerra, J.A.; López Rodríguez, M.; Ortiz Berrocal, F.; Gil Sánchez, C.; Lirola Peralta, J.; González Vizcaíno, A.; Aguilar Pérez, M.I.; Fernández Fenández, M. 1999. Cultivos hortícolas I. Técnicas de cultivo. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía.

Pérez Parra J. y Fernández M.D. 2002. La Agricultura del Sureste: situación actual y tendencias de las estructuras de producción en la horticultura almeriense. Número 2 de la colección La agricultura mediterránea en el siglo XXI. Edita Caja Rural Intermediterránea. Almería. 22 pp.

Pérez-Parra J.J. y Céspedes A., 2001. Análisis de la demanda de inputs para la producción en el sector de cultivos protegidos de Almería. In: Cuadrado

I.M. (ed.), Estudio de la demanda de inputs auxiliares: producción y manipulación en el sistema productivo hortícola almeriense. FIAPA, Almería, España, 120 pp.

Programa de Desarrollo Rural de Andalucía 2007-2013. 2008. Anexo X: Zonas vulnerables a Nitratos. Versión 19/02/08. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 17 pp.

Pulido Bosch A, Navarrete F., Martínez Vidal J.L., Molina Sánchez L., Sánchez F., Vallejos Izquierdo A., Martín W., 1997. La contaminación en los acuíferos del Campo de Dalías y Delta del Andarax (Almería). Localización Recursos naturales y medio ambiente en el sureste peninsular coord. Andrés Navarro Flores, Luis García-Rossell Martínez. 363-381 pp.

Pulido Bosch A. 2005. Recarga en la Sierra de Gádor e hidrogeoquímica de los acuíferos del Campo de Dalías. Estación experimental Cajamar. Almería. 337 pp.

Pulido Bosch A., Pulido Leboeuf P.A., Calaforra Chordi J.M. 2001. Problemática de la gestión del agua en regiones semiáridas. Instituto De Estudios Almerienses, 2001. 245 pp.

Pulido Bosch A., Molina L., Navarrete F., Martínez Vidal J.L. 1992. Evolución del contenido en nitrato de las aguas de la unidad Balerna-Las Marinas (Campo de Dalías, Almería). Hidrología y Recursos hidráulicos XVI: 205-214 p.

Pulido Bosch A., Molina L., Vallejos A., Pulido Leboeuf P., Navarrete F., Daniele L., Pedrosa B., Jiménez-Robles F. y Molina-García J.M. 2002. Los recursos hídricos de la Sierra de Gádor- Campo de Dalías. Problemas y soluciones. Departamento de Hidrogeología, Universidad de Almería. Recursos hídricos en el Campo de Dalías. Problemas y soluciones. I Congreso Internacional sobre Horticultura Mediterránea, Roquetas de Mar (Almería), 19 pp.

Pulido Bosch A., Navarrete F., Molina L., Martínez Vidal J.L. 1989. Caracterización hidrogeoquímica de del Campo de Dalías (Almería). IARA. Departamento Analítica y Geodinámica de la Universidad de Almería, 258 pp.

Pulido Bosch, A., Molina, L., Vallejos, A., Calaforra, J.M., Navarrete, F. y Martín Rosales, W. 1998. Problemática Hidrológica del Campo de Dalías (Almería). I Congreso ibérico sobre gestión y planificación aguas. El agua a

debate desde la Universidad. Por una Nueva Cultura del Agua. Zaragoza, 1998.

Ramos C. y Kücke M. Revisión crítica de los métodos de medida de la lixiviación de nitrato en suelos agrícolas. Estudios de la Zona No Saturada del Suelo. Eds. R. Muñoz-Carpena, A. Ritter, C. Tascón. ICIA: Tenerife. 1999. 25-32 pp.

Ramos C. y Ocio J.A. 1992. La agricultura y la contaminación de las aguas por nitrato. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias, Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Num 7/92, Hojas Divulgativas. Madrid. 32 pp.

Ramos, C. 1996. Efectos de las prácticas agrícolas en las pérdidas de nitrógeno y el medio ambiente. Fertiliser. Res. 43 183-189 p.

Ramos, C. 1997. Impacto del riego en la contaminación y calidad de las aguas subterráneas. Riegos y Drenajes XXI. 92:39-44 pp.

Reca et al. 1999. Estudios Agrosociales y Pesqueros, nº 186, 2000. 203-226 p.

Salas Sanjuán, M.C.; Urrestarazu Gavilán, M. El cultivo del pimiento. Tratado de cultivo sin suelo / coord. por Urrestarazu Gavilán M., 2004, ISBN 84-8476-139-8, 749-791 p.

Sanjuán, J. F., 2004.: Estudio Multitemporal sobre la Evolución de la Superficie Invernada en la Provincia de Almería por Términos Municipales desde 1984 hasta 2004. Ed. Isabel María Cuadrado Gómez de FIAPA, Almería, 97 pp.

Thompson R. B., Gallardo M., Joya M., Segovia C., Martínez-Gaitán C. and Granados M. R. 2009. Evaluation of rapid analysis systems for on-farm nitrate analysis in vegetable cropping. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentación (INIA)., Spanish Journal of Agricultural Research 2009 7(1), 200-211pp.

Thompson R.B., Martínez-Gaitán C., Gallardo M., Jiménez C. y Fernández M.D., 2007. Identification of irrigation and N management practices that contribute to nitrate leaching loss from an intensive vegetable production system by use of a comprehensive survey. Agricultural Water Management 89 (3): 261-274 p.

Thompson RB, Gallardo M. 2005. Use of soil sensors for irrigation scheduling. En: "Improvement of Water Use Efficiency in Protected Crops", (Eds Fernández-Fernández M., Lorenzo-Minguez P. and Cuadrado Gómez M^a I). Dirección General de Investigación y Formación Agraria de la Junta de Andalucía, Hortimed, F.I.A.P.A., Cajamar, España. 351-376 p.

Urbano Terrón P. 2002. Fitotecnia. Ingeniería de la Producción Vegetal. Ediciones Mundiprensa. Madrid. 528 pp.

Vázquez N., Quemada M., Pardo A., Suso M.L. 2001. Evaluación del lavado de nitratos en un cultivo de tomate en riego por goteo y acolchado plástico. Temas de Investigación en Zona no Saturada. Eds. J. J. López, M. Quemada. Pamplona.

Villalba Cabello F., Becerra Benítez F., Cebrino Casquero F., Delgado Reina C., Egea Soto A., Expósito Maestre E., Muñoz López J.A., 2009. Informe Anual del Sector Agrario en Andalucía 2008. Unicaja, Analistas Económicos de Andalucía, 527 pp.

www.lenntech.com

MANEJO DE SONDAS DE SUCCIÓN PARA DISMINUIR LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN CULTIVOS BAJO ABRIGO



1.- Situación actual y problemática

2.- Legislación vigente

3.- Estrategias de control

4.- Recomendaciones de manejo

5.- Análisis económico



Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y PESCA



Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y PESCA

MANEJO DE SONDAS DE SUCCIÓN PARA DISMINUIR LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN CULTIVOS BAJO ABRIGO

1.- Situación actual y problemática



La contaminación de las aguas subterráneas por nitratos está asociada al uso de fertilizantes en la agricultura. La presencia de altos niveles de nitrato en estas aguas las hace no potables. El consumo de aguas contaminadas por nitratos está asociado a diversas enfermedades.

Las zonas productoras de cultivos hortícolas bajo abrigo más importantes de Andalucía se localizan en áreas costeras, donde el principal recurso hidráulico son las aguas subterráneas. Actualmente la mayoría de esos acuíferos presentan elevados niveles de contaminación por nitratos.

El fenómeno contaminante se produce con la asociación de dos condicionantes: **elevadas aplicaciones de fertilizantes nitrogenados**, superiores a las extracciones del cultivo y **dosis de riego superiores a las necesidades del cultivo** que ocasionan lavados del suelo y lixiviación en profundidad de las sales.

En los cultivos hortícolas bajo abrigo se suele producir un fenómeno importante de lixiviación de sales potencialmente contaminantes de los acuíferos cuando se realizan los riegos de desinfección y lavado que, en este caso, tienen lugar al finalizar el cultivo.



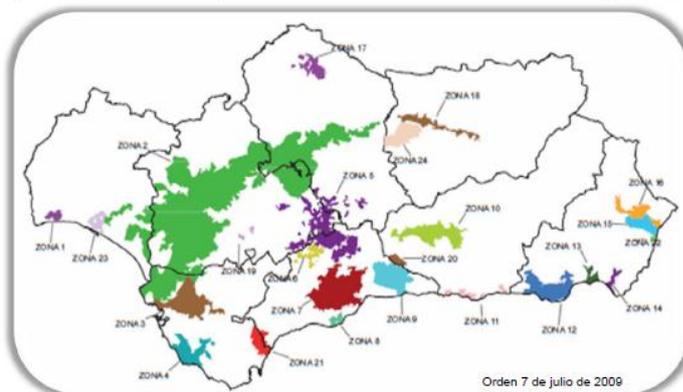
Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y PESCA

MANEJO DE SONDAS DE SUCCIÓN PARA DISMINUIR LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN CULTIVOS BAJO ABRIGO

2.- Legislación vigente



La Directiva europea 91/676/CEE relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura obliga a designar las zonas vulnerables, establecer códigos de buenas prácticas agrarias y elaborar programas de acción. Esta tarea le corresponde a las comunidades autónomas. En Andalucía, el Decreto 36/2008 de 5 de febrero y órdenes posteriores designan 24 zonas vulnerables, entre ellas, las principales zonas en las que se desarrollan cultivos hortícolas bajo abrigo.



Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y PESCA

MANEJO DE SONDAS DE SUCCIÓN PARA DISMINUIR LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN CULTIVOS BAJO ABRIGO

2.- Legislación vigente



Orden 18 de noviembre de 2008

Mediante este Decreto también se establecen medidas contra la contaminación por nitratos de origen agrario. En concreto, el Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica (IFAPA) en coordinación con la Consejería competente es responsable de acciones de formación y divulgación de prácticas adecuadas en el abonado nitrogenado en los cultivos y en la gestión de estiércoles y purines en explotaciones ganaderas y de acciones de investigación y desarrollo experimental con el objetivo de mejorar el conocimiento del nivel de nitrógeno en el sistema agua-suelo-planta, como base para la toma de decisiones en la utilización correcta de fertilizantes nitrogenados y en la gestión de residuos sólidos y líquidos de explotaciones ganaderas.



MANEJO DE SONDAS DE SUCCIÓN PARA DISMINUIR LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN CULTIVOS BAJO ABRIGO

3.- Estrategias de control



Se propone una estrategia de control basada en la reducción de los niveles excesivos de nitratos en el suelo, especialmente en los momentos previos a las labores de lavado y desinfección del suelo. Esta estrategia ha de seguir las siguientes pautas:

a) Mantener durante el desarrollo del cultivo unos niveles de nitratos en la solución del suelo óptimos para el cultivo.

Cultivo	Rango óptimo
Pimiento	7-12 mmolL ⁻¹
Tomate	12-14 mmol L ⁻¹

Fuente. M.R. Granados, R.B. Thompson, M.D. Fernández, J.C. Gázquez, M.L. Gallardo, C. Martínez-Gaitán . Cajamar 2007

c) Reducir la fertilización nitrogenada en la fase final del cultivo con el fin de evitar sobrantes de nitratos en la solución del suelo con elevada potencialidad contaminante durante los riegos de lavado y desinfección que se realizan al acabar el cultivo. Se comienza con una reducción del 10% al inicio de la fase de recolección, para acabar con una reducción drástica de la fertilización nitrogenada al final del cultivo.

MANEJO DE SONDAS DE SUCCIÓN PARA DISMINUIR LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN CULTIVOS BAJO ABRIGO

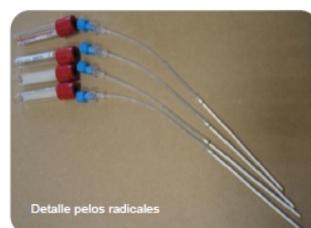
3.- Estrategias de control



Además de la posibilidad de realización de análisis de extracto saturado, existen diferentes aparatos para la extracción de solución de suelo. De todos ellos los más conocidos son las sondas de succión de cápsula porosa. Otras sondas extractoras de reciente desarrollo son los conocidos como "pelos radicales", cuyo manejo y posible utilidad están siendo objeto de estudios por el IFAPA.

Para el análisis de los niveles de nitratos en la solución del suelo extraída, además de los laboratorios agrícolas acreditados, existen aparatos de bajo coste y fácil manejo que permiten realizar las determinaciones "in situ".

Dichas determinaciones no aportan la precisión proporcionada por los análisis en laboratorios acreditados pero si la suficiente para las medidas requeridas a nivel de campo sobre todo si lo que vamos buscando, como en este caso, es establecer tendencias crecientes o decrecientes en el contenido de NO₃⁻ en al solución de suelo. Entre los equipos de medida tenemos el reflectómetro y el electrodo selectivo de iones. Otra alternativa es realizar las determinaciones haciendo uso del método colorimétrico.





Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y PESCA

MANEJO DE SONDAS DE SUCCIÓN PARA DISMINUIR LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN CULTIVOS BAJO ABRIGO

3.- Estrategias de control



Además de la estrategia planteada se recomienda:

- Realizar un programa de fertirriego basada en la extracción del cultivo y la información facilitada por los análisis de agua, suelo y planta.
- Programar los riegos según las necesidades del cultivo. Para ello se deben usar métodos técnicamente aceptados como el empleo de sensores de humedad o la estimación de la evapotranspiración del cultivo utilizando parámetros climáticos.



Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y PESCA

MANEJO DE SONDAS DE SUCCIÓN PARA DISMINUIR LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN CULTIVOS BAJO ABRIGO

4.- Recomendaciones de manejo



○ Sondas de succión

Las sondas han de colocarse a 15 cm. del gotero y a una profundidad de 20 cm. Durante su instalación se ha de procurar:

- Modificar mínimamente el terreno circundante.
- En terrenos no pedregosos se pueden instalar realizando un orificio de diámetro algo inferior al de la sonda, en el que se introduce la sonda una vez humedecido el orificio.
- En terrenos pedregosos es necesario realizar un orificio de diámetro superior, cribar el suelo extraído, humedecerlo hasta realizar barro, volver a introducirlo en el orificio y colocar la sonda.



Para realizar la succión se ha de aplicar un vacío entre 70-80 cb. El vacío se aplica unas 4 horas después de finalizar el riego y las muestras se recogen unas 20 horas después para ser analizadas. Es muy importante que estos parámetros se mantengan constantes a lo largo del ciclo de cultivo para poder comparar las medidas entre sí. Se recomienda desechar las muestras obtenidas al aplicar los tres primeros vacíos.



Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y PESCA

MANEJO DE SONDAS DE SUCCIÓN PARA DISMINUIR LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN CULTIVOS BAJO ABRIGO

4.- Recomendaciones de manejo



o Análisis

Se debe evitar la exposición de las muestras al sol y las altas temperaturas, lo más aconsejable es realizar el análisis inmediatamente después de recoger las muestras, procurando realizarlo siempre a la misma hora del día.

Si utilizamos el reflectómetro, en ocasiones la concentración de NO_3^- de la solución del suelo supera el valor máximo de medida del aparato, por lo que es necesario diluir la muestra con agua destilada. Como ejemplo, una dilución 1:10 consta de 1 ml de muestra y 9 ml de agua destilada, el valor que indique el aparato al medir esta muestra preparada tendrá que multiplicarse por 10 para conocer la concentración de nitrato real de la muestra. Para hallar la concentración de NO_3^- hay que dividir el valor obtenido en el aparato en mg.L^{-1} por 62 mg.mmol^{-1} de NO_3^- .

5.- Análisis económico

El coste aproximado de los elementos necesarios para llevar a cabo este procedimiento depende del aparato utilizado, pero oscila entre los 0,65 €/determinación con el método de electrodos selectivos de iones y los 1,5 €/determinación del método reflectométrico.

En ensayos realizados en el Centro IFAPA La Mojonera siguiendo la estrategia de control se han logrado reducciones de la fertilización nitrogenada que oscilan entre un 15 y un 20%