



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

DEPARTAMENTO DE PRODUCCIÓN
VEGETAL

TESIS DOCTORAL

**“Mineralización de la gallinaza y de los restos de
cosecha en el suelo. Aplicación al cultivo de la
coliflor en la Huerta de Valencia”**

Presentada por:

Claudia Ximena Jaramillo González

Directores:

Dr. Antonio Luis Lidón Cerezuela

Dr. Carlos Ramos Mompó

Valencia, Febrero 2016

Esta Tesis Doctoral hizo parte del proyecto “Integración de medidas de suelo, planta y modelos de simulación para el manejo eficiente del nitrógeno en cultivos hortícolas” del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias IVIA. (RTA2011-00136-CO4-01. 1-12-2011 / 1-12-2014), y financiado parcialmente por Colfuturo.

RESUMEN

La mineralización del nitrógeno orgánico es un proceso fundamental del ciclo de nitrógeno en el suelo que supone una fuente de nitrógeno mineral que puede ser aprovechada por las plantas, contribuyendo además al mantenimiento de la actividad biológica del suelo. Por ello, a la hora de desarrollar recomendaciones eficientes sobre la fertilización nitrogenada de un cultivo es indispensable considerar como contribuye la mineralización de diferentes fuentes de material orgánico a la disponibilidad de nitrógeno en el suelo. En la zona de la huerta de Valencia los aportes de material orgánico al suelo son considerables, y si no se tiene en cuenta su mineralización en la programación de la fertilización de los cultivos, los niveles de nitrógeno podrían afectar a la producción y a la calidad de lo producido, además de afectar al medio ambiente por su contribución a la lixiviación de nitrato.

Para estudiar la mineralización de la gallinaza, de la materia orgánica del suelo durante el cultivo de la coliflor y de los restos de cosecha de este cultivo, se realizaron varios ensayos de campo entre los años 2012 y 2014. Hubo dos ensayos de mineralización de gallinaza en suelo desnudo en el verano de 2013 y en el otoño del mismo año. Se realizaron dos ensayos de mineralización de la materia orgánica del suelo durante el cultivo de coliflor entre octubre y febrero los años 2012-2013 y 2013-2014. Además, hubo tres ensayos para medir la tasa de descomposición de los restos del cultivo de coliflor después de su incorporación al suelo mediante labor de arado, en tres años consecutivos: abril-julio de 2012, marzo-mayo de 2013 y marzo-mayo 2014. Paralelamente a los ensayos de campo se realizaron experimentos en laboratorio, consistentes en incubaciones de muestras de suelo en condiciones controladas de temperatura y humedad durante un periodo máximo de 6 meses, a fin de determinar la mineralización de nitrógeno y carbono bajo dichas condiciones.

La cantidad de N_{org} incorporada al suelo por cada tonelada de gallinaza aplicada fue de 22 kg, mientras que de N_{min} se aportaron 3 kg por tonelada de gallinaza, siendo la forma amónica la dominante en la fracción mineral. La

mineralización de este aporte de nitrógeno orgánico fue muy dependiente de la humedad del suelo, ya que en las fechas en las que se suele aportar la gallinaza (julio a septiembre), la temperatura no fue limitante. En las condiciones de los ensayos realizados en campo, transcurridos dos meses desde la aplicación se había mineralizado entre el 17-32% del nitrógeno orgánico aportado. Una cantidad importante de este nitrógeno producido por la mineralización se puede perder por lixiviación con los abundantes riegos que suelen hacer los agricultores en la preparación del terreno para la plantación del cultivo y tras ésta. Los ensayos de incubación en condiciones controladas mostraron que aproximadamente el 30-50% del N_{org} se mineraliza en los primeros siete días. Las tasas de respiración en el suelo medidas *in situ*, fueron más altas en las zonas con aplicación de gallinaza, pero con el paso del tiempo, tendieron a igualarse con las de las zonas no tratadas. Los ensayos en condiciones controladas mostraron que la mineralización del carbono fue más rápida que la del nitrógeno, y se produjo casi en su totalidad en los primeros siete-diez días desde el comienzo de la incubación.

La incorporación de los restos de cosecha de coliflor al suelo supone un aporte importante de nitrógeno orgánico, del orden de 180 kg N ha^{-1} , de los cuales se mineralizó hasta un 60% en los primeros 15 días tras su incorporación, dependiendo de las condiciones ambientales y de humedad del suelo. Las tasas de respiración medidas *in situ* fueron más altas en las zonas con incorporación de restos de cosecha, pero fueron muy dependientes de la humedad del suelo. En condiciones controladas el grueso de la mineralización del nitrógeno orgánico ($\approx 80\%$), ocurrió en los primeros 28 días desde el comienzo de la incubación mientras que en el caso del carbono este porcentaje se alcanzó en los primeros siete días de incubación.

El modelo EU-Rotate_N, una vez calibrado, simuló adecuadamente el contenido de nitrógeno mineral en el perfil de suelo en un período de once meses, que comprende el aporte de gallinaza, el posterior cultivo de coliflor y el enterrado de restos de cosecha una vez concluido el cultivo, proporcionando una buena estimación de la mineralización producida durante el período considerado.

RESUM

La mineralització del nitrogen orgànic és un procés fonamental del cicle de nitrogen en el sòl, que suposa una Font de nitrogen mineral que pot ser aprofitada per les plantes, contribuint a més al manteniment de l'activitat biològica del sòl. Per açò, a l'hora de desenvolupar recomanacions eficients sobre la fertilització nitrogenada d'un cultiu és indispensable considerar com contribueix la mineralització de diferents fonts de material orgànic a la disponibilitat de nitrogen en el sòl. En la zona de l'horta de València les aportacions al sòl de material orgànic son considerables, i si no es té en compte la mineralització en la programació de la fertilització dels cultius, els nivells de nitrogen podrien afectar a la producció i a la qualitat de el que produeix, a més d'afectar al medi ambient per la seva contribució a la lixiviació de nitrat.

Per conèixer la contribució de la mineralització, tant d'esmenes orgàniques com de les restes de collita, entre els anys 2012-2014 es van realitzar diferents experiments de camp per a determinar: i) la mineralització de la gallinassa, ii) la mineralització de la matèria orgànica del sòl durant el cultiu de la coliflor i iii) la mineralització de les restes de collita de coliflor. Els dos assajos de mineralització de gallinassa es realitzaren sobre sòl nu en l'estiu de 2013 i en el Otoño del mateix any. Els dos assajos de mineralització de la matèria orgànica del sol es van realitzar durant el cultiu de coliflor entre octubre i febrer dels anys 2012-2013 i 2013-2014. Una vegada finalitzada la recol·lecció de la coliflor, es van establir els assajos per a mesurar la taxa de descomposició de les restes del cultiu posterior a la seva incorporació al sòl mitjançant labor d'arada. Per a açò es realitzaren tres assajos en tres anys consecutius: Abril-Juliol de 2012, Març-Maig de 2013 i Març-Maig 2014.

Paral·lelament als assajos de camp es realitzaren experiments en laboratori, consistents en incubacions de mostres de sòl en condicions controlades de temperatura i humitat durant un període màxim de 6 mesos, a fi de determinar la mineralització de nitrogen i carboni baix aquestes condicions

La quantitat de Norg incorporada al sòl per cada tona de gallinassa aplicada es de 22 kg, mentre que Nmin s'aporten 3 Kg per tona de gallinassa, sent la forma amònica la dominant en la fracció mineral. La mineralització d'aquesta aportació de nitrogen orgànic es molt dependent de la humitat del sòl, ja que en les dates en que se sol aportar la gallinassa (juliol a setembre), la temperatura no és limitant. En les condicions dels assajos realitzats en camp, transcorreguts dos mesos des de l'aplicació s'havia mineralitzat entre el 17-32% del nitrogen orgànic aportat. Una quantitat important d'aquest nitrogen produït per la mineralització es pot perdre per lixiviació amb els abundants regs que solen fer els agricultors de la zona previs a la plantació del cultiu. Els assajos d'incubació en condicions controlades mostren que aproximadament el 30-50% del Norg es mineralitza en els primer set dies. Les taxes de respiració en el sòl mesurades *in situ*, son més altes en les zones amb aplicació de gallinassa, però amb el pas del temps, tendeixen a igualar-se amb les de les zones no tractades. Els assajos en condicions controlades mostren que la mineralització del carboni es més ràpida que la del nitrogen, i és produeix quasi en la seva totalitat en els primers set-deu dies des de el començament de la incubació.

La incorporació de les restes de collita de coliflor al sòl suposa una aportació important de nitrogen orgànic, del ordre de 180 kg N ha⁻¹, dels quals és mineralitza fins un 60% en els primers 15 dies després de la seva incorporació dependent de les condicions ambientals i d'humitat del sòl. Les taxes de respiració mesurades *in situ* són més altes en les zones amb la incorporació de les restes de collita, però son molt dependents de la humitat del sòl. En condicions controlades el grossor de la mineralització de nitrogen ocorre en els primers 28 dies des del començament de la incubació ($\approx 80\%$ del N_{org}), mentre que en el cas del carboni aquest percentatge s'aconsegueix en els primers set dies de la incubació.

El model EU-Rotate_N, una vegada calibrat, simula adequadament el contingut de nitrogen mineral en el perfil del sòl en un període d'onze mesos, que conté l'aportació de gallinassa, el posterior cultiu de coliflor i l'enterrament de les restes de collita una vegada conclòs el cultiu.

ABSTRACT

The mineralization of the organic nitrogen is a fundamental process of the soil's nitrogen cycle, which supposes a source of mineral nitrogen that can be harnessed by the plants, also contributing to the maintenance of the biological activity of the soil. Therefore, when it comes to develop efficient recommendations about the nitrogenized fertilization of a crop, it is essential to consider how the mineralization of different sources of organic manure contributes to the availability of nitrogen in the soil. In the Valencia's orchard the contribution of organic material to the soil is considerable, and if the mineralization of the fertilization programme of the crops is not taken into account, the nitrogen levels could affect the production and the quality of what is produced, in addition to affect the environment due to the nitrate leaching.

In order to know the contribution of mineralization in the manure poultry, soil organic matter during cauliflower crop and in the crops' remnants, field experiments were done between the years 2012-2014. There were two field experiments focused on the mineralization of poultry manure on bare soil during the summer and autumn 2013. There were two field experiments on soil organic matter during cauliflower crop between October and February of the years 2012-2013 and 2013-2014. Once the cauliflower crop harvest was done, the field experiments to find out the rate of decomposition of the crop's remnants to its incorporation to the soil through plowing were established. Those three field experiments were conducted in three consecutive years: April-July of 2012, March-May of 2013 and March-May 2014. Along with the experiments conducted in the fields, laboratory experiments were also done, constant incubations of soil samples in controlled conditions of temperature and humidity during a maximum period of 6 months, in order to determine the nitrogen and carbon mineralization under this conditions.

The quantity of N_{org} incorporated to the soil per each ton of applied chicken waste was 22 kg., while the contributed N_{min} was 3 kg. per ton of poultry manure, being the ammoniac form the dominant one in the mineral

fraction. The mineralization of this organic nitrogen contribution was very dependent of the soil's humidity, due that in the time of the year that poultry manure can be contributed (July and September), the temperature was not limiting. In the conditions of the field experiments, two months after the application an 17%-32% of the contributed organic nitrogen had mineralized already. An important quantity of this nitrogen produced by mineralization can be lost via leaching due to the excessive irrigation that the local farmers do right before the sowing of the crops. The field experiment of incubation under controlled conditions, showed that approximately a 30%-50% of the N_{org} was mineralized in the first seven days. The rates of soil respiration measured *in situ*, were higher in the zones where the application of the poultry manure was done, but as time goes by, they tend to equate with the untreated zones. The field experiments done under controlled conditions showed that the mineralization of carbon was faster than that of the nitrogen, and it was produced almost in its totality in the first seven days from the beginning of the incubation.

The incorporation of the cauliflower crop residues to the soil supposed and important contribution of organic nitrogen, around of 180 kg ha^{-1} , of which up to 60% mineralizes in the first 15 days after its incorporation, depending on the environmental conditions and the soil's humidity. The rates of soil respiration measured *in situ* were higher in the zones where the crop waste was incorporated, but were very dependent in the humidity of the soil. In controlled conditions, nitrogen mineralization occur in the first 28 days from the beginning of the incubation ($\approx 80\% N_{org}$), while in the case of the carbon this percentage was reached in the first days of incubation.

The model EU-Rotate_N, once calibrated, simulated adequately the content of the mineral nitrogen in the soil's profile in a period of eleven months, which contains the contribution of the poultry manure, the last cauliflower crop and the burial of the crop residues once it ended.

Índice

1.	INTRODUCCIÓN.....	3
1.1	EL NITRÓGENO EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA.....	3
1.1.1	Ciclo del nitrógeno en el suelo.....	4
1.1.1.1	<i>Mineralización e inmovilización</i>	5
1.1.1.2	<i>Amonificación y nitrificación</i>	9
1.1.1.3	<i>Fijación y volatilización del amonio</i>	11
1.1.1.4	<i>Desnitrificación y lixiviación de nitrato</i>	12
1.1.2	Impacto del nitrógeno en el ambiente y en la salud.....	13
1.1.2.1	<i>Contaminación atmosférica</i>	13
1.1.2.2	<i>Contaminación de recursos hídricos por lixiviación de nitrato</i>	13
1.1.2.3	<i>Riesgos para la salud humana</i>	14
1.1.2.4	<i>Contaminación de las aguas por nitrato en Europa, España y Comunidad Valenciana</i>	15
1.2	EL CARBONO EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA.....	21
1.2.1	Ciclo del carbono. Impacto ambiental y agronómico	22
1.2.2	Respiración del suelo.....	25

1.3	MÉTODOS PARA LA DETERMINACIÓN DE LA MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO.....	26
1.4	DINÁMICA DE LA MINERALIZACIÓN. MODELOS UTILIZADOS	29
2.	OBJETIVOS	35
3.	CRONOGRAMA Y DESCRIPCIÓN DE LAS PARCELAS EXPERIMENTALES	39
3.1	CRONOGRAMA DE LOS EXPERIMENTOS	39
3.2	DESCRIPCIÓN DE LAS PARCELAS EXPERIMENTALES.....	42
3.2.1	Parcela Burjassot.....	43
3.2.2	Parcela Paterna I.....	45
3.2.3	Parcela Paterna II	47
4.	MINERALIZACIÓN DE LA GALLINAZA	51
4.1	INTRODUCCIÓN.....	51
4.2	MATERIALES Y MÉTODOS.....	54
4.2.1	Descripción de ensayos	54
4.2.1.1	<i>Ensayo de campo en la parcela Paterna II.....</i>	54
4.2.1.2	<i>Ensayo de campo en la parcela Burjassot.....</i>	57
4.2.1.3	<i>Ensayos en condiciones controladas</i>	58
4.2.2	Determinaciones analíticas y mediciones	59
4.2.3	Mineralización del nitrógeno	60
4.2.4	Mineralización del carbono.....	64
4.2.5	Análisis estadístico.....	64

4.3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	65
4.3.1	Características de la gallinaza	65
4.3.2	Mineralización en condiciones controladas	68
4.3.2.1	<i>Mineralización del nitrógeno</i>	68
4.3.2.2	<i>Mineralización del carbono</i>	87
4.3.2.3	<i>Resumen de resultados</i>	103
4.3.3	Mineralización en condiciones de campo	106
4.3.3.1	<i>Mineralización del nitrógeno</i>	106
4.3.3.2	<i>Mineralización del carbono</i>	124
4.3.3.3	<i>Resumen de resultados</i>	129
4.3.4	Análisis conjunto de los ensayos de incubación y campo.....	130
4.4	CONCLUSIONES	134
5.	MINERALIZACIÓN DEL SUELO Y DE LA GALLINAZA DURANTE EL CULTIVO DE COLIFLOR.....	137
5.1	INTRODUCCIÓN	137
5.2	MATERIALES Y MÉTODOS.....	139
5.2.1	Descripción de los ensayos de mineralización	139
5.2.1.1	<i>Ensayo de campo en la parcela de Paterna I</i>	139
5.2.1.2	<i>Ensayo de campo en la parcela de Paterna II</i>	142
5.2.1.3	<i>Ensayos en condiciones controladas</i>	143
5.2.2	Descripción de los ensayos de producción de coliflor.....	144
5.2.2.1	<i>Parcela Burjassot</i>	145

5.2.2.2 Parcela Paterna I	145
5.2.2.3 Parcela Paterna II	146
5.2.3 Determinaciones analíticas y mediciones	146
5.2.4 Mineralización del nitrógeno	147
5.2.5 Mineralización del carbono.....	147
5.2.6 Análisis estadístico.....	147
5.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	148
5.3.1 Producción de la coliflor.....	148
5.3.1.1 Parcela Burjassot	148
5.3.1.2 Parcela Paterna I	149
5.3.1.3 Parcela Paterna II	150
5.3.2 Mineralización en condiciones controladas	151
5.3.2.1 Mineralización del nitrógeno.....	151
5.3.2.2 Mineralización del carbono.....	156
5.3.3 Mineralización en condiciones de campo	159
5.3.3.1 Mineralización del nitrógeno.....	159
5.3.3.2 Mineralización del carbono.....	180
5.3.4 Análisis conjunto de los ensayos de incubación y campo	187
5.4 CONCLUSIONES	189
6. MINERALIZACIÓN DE LOS RESTOS DE COSECHA DE LA COLIFLOR.....	193
6.1 INTRODUCCIÓN	193

6.2	MATERIALES Y MÉTODOS	195
6.2.1	Descripción de ensayos.....	195
6.2.1.1	<i>Ensayo de campo en la parcela de Burjassot.....</i>	195
6.2.1.2	<i>Ensayo de campo en la parcela de Paterna I.....</i>	198
6.2.1.3	<i>Ensayo de campo en la parcela de Paterna II.....</i>	199
6.2.1.4	<i>Ensayos en condiciones controladas.....</i>	201
6.2.2	Determinaciones analíticas y mediciones	202
6.2.3	Mineralización del nitrógeno	202
6.2.4	Mineralización del carbono.....	202
6.2.5	Análisis estadístico	202
6.3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	203
6.3.1	Caracterización de los restos de cosecha	203
6.3.2	Mineralización en condiciones controladas	209
6.3.2.1	<i>Mineralización del nitrógeno</i>	209
6.3.2.2	<i>Mineralización del carbono</i>	222
6.3.3	Mineralización en condiciones de campo	234
6.3.3.1	<i>Mineralización del nitrógeno</i>	234
6.3.3.2	<i>Mineralización del carbono</i>	249
6.3.4	Análisis conjunto de los ensayos de incubación y campo.....	256
6.4	CONCLUSIONES	259
7.	ESTIMACIÓN DE LA MINERALIZACIÓN DEL NITRÓGENO CON EL MODELO EU-Rotate_N	263

7.1	INTRODUCCION	263
7.2	MATERIALES Y MÉTODOS	266
7.2.1	Modelo de simulación EU-Rotate_N	266
7.2.1.1	<i>Estructura del modelo</i>	266
7.2.1.2	<i>Suelo</i>	267
7.2.1.3	<i>Dinámica del agua</i>	268
7.2.1.4	<i>Dinámica del nitrógeno en el suelo</i>	268
7.2.1.5	<i>Crecimiento y extracción de nitrógeno por el cultivo</i>	269
7.2.2	Ficheros del modelo	270
7.2.3	Características de las simulaciones	272
7.2.4	Evaluación del modelo	274
7.3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	276
7.4	CONCLUSIONES	288
8.	RELEVANCIA CIENTÍFICA, AGRONÓMICA DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS	293
9.	CONCLUSIONES	299
10.	BIBLIOGRAFÍA	303

Índice de Figuras

Figura 1.1.1. Ciclo del nitrógeno en el suelo (Adaptado de: Nicolardot et al., 1997, citado por Vale, 2006)	5
Figura 1.1.2. Proceso de mineralización-inmovilización (Fuente: Brady y Weil, 2008).....	6
Figura 1.1.3. Reacciones de amonificación (Fuente: Brady y Weil, 2008).....	9
Figura 1.1.4. Proceso de nitrificación (Fuente: Brady y Weil, 2008).....	10
Figura 1.1.5. Concentraciones medias de nitratos en las aguas subterráneas de la UE. Periodo 2004 -2007 (Fuente: Directiva de nitratos de la UE, 2010).....	17
Figura 1.1.6. Zonas vulnerables en España por contaminación de nitratos (Fuente: IDE-catálogo de megadatos-Ministerio de Agricultura-Zonas Vulnerables)	17
Figura 1.1.7. Concentración media de nitratos (mg L^{-1}) en las aguas superficiales (a, arriba) y en las aguas subterráneas (b, abajo) en España año 2012 (Fuente: Magrama, 2013).....	18
Figura 1.1.8. Zonas Vulnerables (color naranja) de contaminación por nitrato en la cuenca hidrográfica del Júcar (Fuente: Magrama, 2009).....	19
Figura 1.2.1. Ciclo del carbono (Adaptado de: Rojas et al., 2010).....	22
Figura 3.1.1. Cronograma de los experimentos en campo	40
Figura 3.2.1. Temperatura y humedad relativa en la proximidad de las parcelas Paterna I y II. Período: octubre 2012-mayo 2014	46

Figura 3.2.2. Precipitación (izquierda) y evaporación potencial mensual (derecha) en la proximidad de las parcelas de Paterna I y II. Período octubre 2012-mayo 2014	46
Figura 4.2.1. Diseño del experimento de mineralización de gallinaza en Paterna II.....	55
Figura 4.2.2. Esquema de la toma de muestras de suelo en Paterna II	56
Figura 4.2.3. Diagrama del experimento de mineralización de gallinaza en Burjassot. SG zona sin gallinaza; CG zona con gallinaza.....	57
Figura 4.3.1. Mineralización de nitrógeno acumulada (mg kg^{-1}) del suelo con gallinaza (a), del suelo sin gallinaza 0-15 cm (b) y 15-30 cm (c), atribuible a la gallinaza, expresada como producción de nitrógeno acumulado (d) a 25 y 35°C. Paterna II. Error estándar ($n=3$).....	69
Figura 4.3.2. Nitrógeno Kjeldahl (%) inicial y final de la incubación, del suelo con gallinaza (0-15 CG), y del suelo sin gallinaza (SG) a 0-15 cm y 15-30 cm, incubado a 25°C y 35°C (a). Nitrógeno mineralizado en mg kg^{-1} a 25°C y 35°C, obtenido mediante N Kjeldahl (b). Paterna II. Error estándar ($n=3$).....	70
Figura 4.3.3. Mineralización de nitrógeno acumulada (mg kg^{-1}) del suelo con gallinaza 0-15 cm (a), del suelo sin gallinaza a 0-15 cm (b) y 15-30 cm (c), atribuible a la gallinaza (d) a 25°C y 15°C. Burjassot. Error estándar ($n=3$)	76
Figura 4.3.4. Nitrógeno Kjeldahl (%) inicial y final de la incubación, del suelo con gallinaza (0-15 CG), y del suelo sin gallinaza (SG) a 0-15 cm y 15-30 cm, incubado a 15°C y 25°C (a). Burjassot. Error estándar ($n=3$)	77
Figura 4.3.5. Comparación de la mineralización acumulada atribuible a la gallinaza (a) y del porcentaje de mineralización del N_{org} del suelo sin gallinaza a 0-15 cm (b) y 15-30 cm (c), en las dos parcelas Paterna II (P) y Burjassot (B), a 25°C. Error estándar ($n=3$)	81

Figura 4.3.6. Mineralización de carbono acumulada en el suelo 0-15 cm con gallinaza (a), en el suelo sin gallinaza a 0-15 cm (b) y 15-30 cm (c), tasa de mineralización diaria de carbono atribuible a la gallinaza (d), mineralización acumulada del carbono atribuible a la gallinaza (e), a 25°C y 35°C. Paterna II. Error estándar (n=3).....	88
Figura 4.3.7. Contenido de C_{org} oxidable (%) al inicio y final de la incubación a 25°C y 35°C en el suelo con gallinaza a 0-15 cm y sin gallinaza a 0-15 cm y 15-30 cm (a). Carbono orgánico mineralizado en $mg\ kg^{-1}$, obtenido mediante el C_{org} oxidable en los tres tratamientos y el atribuible a la gallinaza, a 25 y 35°C (b). Paterna II. Error estándar (n=3).....	90
Figura 4.3.8. Mineralización de carbono acumulada en el suelo 0-15 cm con gallinaza (a), en el suelo 0-15 cm sin gallinaza (b) y 15-30 cm sin gallinaza (c), tasa de mineralización diaria del carbono atribuible a la gallinaza (d), mineralización acumulada del carbono atribuible a la gallinaza (e), a 25°C y 15°C. Burjassot. Error estándar (n=3).....	94
Figura 4.3.9. Contenido de C_{org} oxidable (%) al inicio y final de la incubación a 15°C y 25°C, en el suelo con gallinaza a 0-15 cm y sin gallinaza a 0-15 cm y 15-30 cm. Burjassot. Error estándar (n=3).....	95
Figura 4.3.10. Comparación del carbono mineralizado acumulado en porcentaje atribuible a la gallinaza (a), en los suelos sin gallinaza 0-15 cm (b) y 15-30 cm (c) de los dos experimentos Paterna (P) y Burjassot (B), a 25°C. Error estándar (n=3)	99
Figura 4.3.11. Nitrógeno Kjeldahl (%) inicial y final del suelo con gallinaza (CG) de los bloques 1 (I) y 2 (II), y suelo sin gallinaza (SG) del bloque 3 (III), a 0-30 cm (a). Nitrógeno Kjeldahl expresado en $kg\ ha^{-1}$ de las muestras iniciales, finales y el nitrógeno mineralizado obtenido mediante N Kjeldahl (b). Paterna II. Error estándar (n=3).....	115

Figura 4.3.12. Nitrógeno Kjeldahl (%) inicial y final del suelo con gallinaza (CG) bloques 1 (I) y 2 (II), y suelo sin gallinaza (SG) bloques 1 y 2, a 0-30 cm (a). Nitrógeno Kjeldahl expresado en kg ha^{-1} de las muestras iniciales, finales y el nitrógeno mineralizado obtenido mediante N Kjeldahl (b). Burjassot. Error estándar (n=3).....	123
Figura 4.3.13. Tasa de respiración ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) medida en campo en las zonas con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG) (a). Humedad volumétrica (%) (b) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$) (c) del suelo a 5 cm, existente durante las lecturas de respiración. Paterna II. Error estándar (n=6)	125
Figura 4.3.14. Tasa de emisión de CO_2 a lo largo del día, para los tratamientos con y sin gallinaza. Paterna II. Error estándar (n=6)	125
Figura 4.3.15. Tasa de respiración ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) medida en campo en las zonas con y sin gallinaza (a). Humedad volumétrica (%) (b) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$) (c) del suelo a 5 cm, existente durante las lecturas de respiración. Burjassot. Error estándar (n=6)	127
Figura 4.3.16. Mineralización de nitrógeno acumulada kg ha^{-1} correspondiente a la capa 0-30 cm, obtenida en condiciones controladas a 25°C (a) y 35°C (b), para el suelo con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG). Paterna II. Error estándar (n=3).....	131
Figura 4.3.17. Mineralización de nitrógeno acumulada kg ha^{-1} correspondiente a la capa 0-30 cm, obtenida en condiciones controladas a 15°C (a) y 25°C (b), para el suelo con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG). Burjassot. Error estándar (n=3)	132
Figura 5.2.1. Diseño del experimento en Paterna I.....	140
Figura 5.2.2. Diseño del experimento, con cuatro bloques y con zonas con planta (color verde) y zonas sin planta (color blanco) en cada uno de ellos. Paterna II.....	142

Figura 5.3.1. Evolución del contenido de materia seca de la parte aérea del cultivo en la parcela Burjassot.....	149
Figura 5.3.2. Evolución del contenido de materia seca de la parte aérea del cultivo en la parcela Paterna I	150
Figura 5.3.3. Evolución del contenido de materia seca de la parte aérea del cultivo en la parcela Paterna II	151
Figura 5.3.4. Mineralización de nitrógeno acumulada (mg kg^{-1}) del suelo en las capas de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b), a 15 y 25°C. Paterna I. Error estándar ($n=3$).....	152
Figura 5.3.5. Mineralización de nitrógeno acumulada (mg kg^{-1}) del suelo con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG), en las capas de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b), a 15 y 25°C. Paterna II. Error estándar ($n=3$)	155
Figura 5.3.6. Mineralización del carbono acumulada (mg kg^{-1}) del suelo en las capas de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b), a 15°C y 25°C. Paterna I. Error estándar ($n=3$).....	157
Figura 5.3.7. Mineralización del carbono acumulada(mg kg^{-1}) del suelo con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG), en las capas de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b), a 15 y 25°C. Paterna II. Error estándar ($n=3$)	157
Figura 5.3.8. Representación del drenaje (mm), D_a (g cm^{-3}) y mineralización mínima (kg N ha^{-1}) obtenida en la parcela Paterna I.....	171
Figura 5.3.9. Tasa de respiración ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) medida en campo durante el cultivo en cada uno de los bloques experimentales (C: con plantas; S: sin plantas). Paterna I. Error estándar ($n=3$)	181
Figura 5.3.10. Tasa de respiración ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) medida en campo en las zonas con planta (CP) y sin planta (SP). Paterna I. Error estándar ($n=6$)	182
Figura 5.3.11. Humedad volumétrica (%) del suelo a 5 cm, existente en campo durante las lecturas de respiración en cada uno de los bloques	

experimentales (C: con plantas; S: sin plantas). Paterna I. Error estándar (n=3)	183
Figura 5.3.12. Humedad volumétrica (%) (a) y temperatura (°C) (b) del suelo a 5 cm, existente en campo durante las lecturas de respiración en las zonas con y sin planta. Paterna I. Error estándar (n=6)	183
Figura 5.3.13. Tasa de respiración (g CO ₂ m ⁻² h ⁻¹) medida en campo en los tratamientos con y sin planta. Paterna II. Error estándar (n=6).....	184
Figura 5.3.14. Humedad volumétrica (%) (a) y temperatura (°C) (b) del suelo a 5 cm, existente en campo durante las lecturas de respiración en los tratamientos con planta (CP) y sin planta (SP). Paterna II. Error estándar (n=6)	186
Figura 5.3.15. Mineralización de nitrógeno acumulada en kg ha ⁻¹ correspondiente a la capa 0-30 cm, obtenida en condiciones controladas a 15°C y 25°C. Paterna I. Error estándar (n=3)	188
Figura. 6.2.1. Esquema del ensayo de enterrado de restos de cosecha en la parcela Burjassot. N0 y N3 corresponden a los tratamientos de abonado realizados durante el cultivo.....	196
Figura 6.2.2. Esquema de la toma de muestras de suelo en el ensayo de incorporación de restos de cosecha al suelo en Burjassot.....	197
Figura 6.2.3. Esquema del ensayo, con cuatro bloques y con zonas con restos de cosecha (CR) y sin restos de cosecha (SR), en cada uno de ellos, para un total de 8 sub-bloques. Paterna II.....	200
Figura 6.3.1. Mineralización de nitrógeno acumulada (mg kg ⁻¹) en los diferentes tratamientos: suelo con restos de cosecha (C), suelo sin restos de cosecha (S), si se tamizó el suelo (T), el N (N0 y N3) a 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b). Cantidad de nitrógeno mineralizado atribuible a los restos de cosecha (c). Burjassot. Error estándar (n=3).....	210

Figura 6.3.2. Mineralización de nitrógeno media acumulada (mg kg^{-1}) en los tratamientos suelo con restos de cosecha (CR), suelo sin restos (SR) y suelo tamizado (T), a 0-15 cm (a), y a 15-30 cm (b). Mineralización de nitrógeno atribuible a los restos de cosecha (c). Burjassot. Error estándar ($n=6$)	211
Figura 6.3.3. Mineralización de nitrógeno media acumulada (mg kg^{-1}) de los tratamientos con restos (CR) y sin restos de cosecha (SR) a las profundidades de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b). Mineralización de nitrógeno atribuible a los restos de cosecha (c). Paterna I. Error estándar ($n=6$).....	214
Figura 6.3.4. Mineralización de nitrógeno media acumulada (mg kg^{-1}) en los tratamientos suelo con restos y sin restos de cosecha a las profundidades de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b), a 25°C. Mineralización de nitrógeno atribuible a los restos de cosecha (c). Paterna II. Error estándar ($n=6$)	218
Figura 6.3.5. Nitrógeno Kjeldahl (%) inicial del suelo en los diferentes tratamientos, suelo con restos de cosecha (CR), suelo sin restos de cosecha (SR) y suelo tamizado (T), con los dos niveles de fertilización (N0 y N3), en las profundidades de suelo 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b). Burjassot. Error estándar ($n=3$).....	220
Figura 6.3.6. Mineralización de carbono acumulada (mg kg^{-1}) en los tratamientos suelo con restos de cosecha N0C, N3C (a), tratamientos suelo sin restos N0S, N3S y, tratamientos suelo tamizado N0T, N3T (b). Cantidad de carbono mineralizado atribuible a los restos de cosecha incorporados, en N0 y N3 (c), a 0-15 cm. Burjassot. Error estándar ($n=3$).....	223
Figura 6.3.7. Mineralización de carbono acumulada (mg kg^{-1}) en los tratamientos del suelo con restos de cosecha N0C y N3C (a), tratamientos del suelo sin restos N0S y N3S y suelo tamizado N0T y N3T (b), a 15-30 cm. Burjassot. Error estándar ($n=3$).....	223

Figura 6.3.8. Carbono orgánico oxidable (%) inicial en los diferentes tratamientos, suelo con restos de cosecha (CR), suelo sin restos de cosecha (SR) y suelo tamizado (T), con los dos niveles de fertilización (N0 y N3), en las profundidades de suelo 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b). Burjassot. Error estándar (n=3).....	224
Figura 6.3.9. Mineralización de carbono media acumulada (mg kg^{-1}) de los tratamientos suelo con restos de cosecha (CR), tratamientos de suelo sin restos (SR) y tratamientos suelo tamizado a 0-15cm (a), a 15-30 cm (b). Mineralización media acumulada del carbono atribuible a los restos de cosecha (c). Burjassot. Error estándar (n=6).....	225
Figura 6.3.10. Mineralización de carbono media acumulada (mg kg^{-1}) de los tratamientos con restos de cosecha (CR) y sin restos de cosecha (SR) de las profundidades de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b). Mineralización del carbono atribuible a los restos de cosecha (c). Paterna I. Error estándar (n=6).....	227
Figura 6.3.11. Mineralización de carbono media acumulada (mg kg^{-1}) de los tratamientos suelo con y sin restos de cosecha a las profundidades de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b). Mineralización del carbono atribuible a los restos de cosecha (c). Paterna II. Error estándar (n=6).....	230
Figura 6.3.12. Tasa de respiración ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), para los tratamientos suelo con restos de cosecha (CR) y suelo sin restos de cosecha (SR). Burjassot. Error estándar (n=6).....	249
Figura 6.3.13. Humedad volumétrica ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$) (a) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$) (b) del suelo a la profundidad de 5, 10, 20, 30 y 40 cm a lo largo del ensayo en campo. Burjassot.	250
Figura 6.3.14. Tasa de respiración ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), para los bloques 1, 2, 3 y 4. Paterna I. Error estándar (n=3).....	251

Figura 6.3.15. Humedad volumétrica (%) (a) y temperatura (°C) (b) del suelo a 5 cm, existente en campo durante las lecturas de respiración en cada uno de los bloques considerados. Parcela Paterna I. Error estándar (n=3)	252
Figura 6.3.16. Tasa media de respiración ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), en los sub-bloques con y sin restos de cosecha. Paterna II. Error estándar (n=12).....	253
Figura 6.3.17. Humedad volumétrica (%) (a) y temperatura (°C) (b) del suelo a 5 cm, existente en campo durante las lecturas de respiración en los tratamientos suelo con restos de cosecha (CR) y suelo sin restos de cosecha (SR). Paterna II. Error estándar (n=12).....	254
Figura 6.3.18. Mineralización de nitrógeno acumulada, en los diferentes tratamientos a una profundidad de 0-30 cm expresada en kg ha^{-1} . Burjassot. Error estándar (n=3)	257
Figura 6.3.19. Mineralización de nitrógeno acumulada en la profundidad de 0-30 cm, expresada en kg ha^{-1} . Paterna I. Error estándar (n=3).....	258
Figura 6.3.20. Mineralización de nitrógeno acumulada en la profundidad de 0-30 cm, expresada en kg ha^{-1} . Paterna II. Error estándar (n=6).....	258
Figura 7.2.1. Estructura en módulos de EU-Rotate_N y diagrama de flujo. Adaptado de “Brief description of the EU-Rotate_N model” en; www.warwick.ac.uk/go/eurotaten	267
Figura 7.3.1. Evolución de la lámina de agua en el perfil de suelo (0-45 cm) simulada con EU-Rotate_N y medida en la zona con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG)	278
Figura 7.3.2. Lámina de agua medida y simulada con EU-Rotate_N en la zona con gallinaza (CG) y en la zona sin gallinaza (SG).....	279
Figura 7.3.3. Drenaje acumulado simulado y medido a la profundidad de 30 cm para los cuatro tratamientos evaluados: con gallinaza y con restos de	

cosecha de coliflor (CG-CR), con gallinaza y sin restos (CG-SR), sin gallinaza y con restos (SG-CR) y, sin gallinaza y sin restos (SG-SR).....	280
Figura 7.3.4. Contenido de nitrógeno mineral en el perfil de 0-45 cm obtenido con el modelo EU-Rotate_N (línea sólida) y medido (puntos) para el conjunto del período y los cuatro tratamientos evaluados	282
Figura 7.3.5. Contenido de amonio en el perfil de 0-45 cm obtenido con el modelo EU-Rotate_N (línea sólida) y medido (puntos) para el conjunto del período y los cuatro tratamientos evaluados	282
Figura 7.3.6. Lixiviación de nitrato a 30 cm obtenida con el modelo EU-Rotate_N (línea sólida) y medida (puntos) para el conjunto del período y los cuatro tratamientos evaluados. Valores acumulados.....	283
Figura 7.3.7. Mineralización de nitrógeno obtenida con el modelo EU-Rotate_N y medida para el conjunto del período en los tratamientos con gallinaza y con restos (CG-CR) y con gallinaza y sin restos (CG-SR). Los valores medidos representan el término del balance de N (mineralización-pérdidas gaseosas)	284
Figura 7.3.8. Mineralización de nitrógeno obtenida con el modelo EU-Rotate_N y medida para el conjunto del período en los tratamientos sin gallinaza y con restos (SG-CR) y sin gallinaza y sin restos (SG-SR). Los valores medidos representan el término del balance de N (mineralización-pérdidas gaseosas)	285
Figura 7.3.9. Evolución temporal de la producción de materia seca simulada con el modelo EU-Rotate_N (línea sólida) y medida (puntos) en los tratamientos con (CG) y sin gallinaza (SG). Las barras representan el error estándar de las medidas (n=3 ó 5, según fecha de muestreo)	286
Figura 7.3.10. Evolución temporal de la extracción de nitrógeno por el cultivo simulada con el modelo EU-Rotate_N (línea sólida) y medida (puntos) en los tratamientos con (CG) y sin gallinaza (SG). Las barras	

representan el error estándar de las medidas (n=3 ó 5, según fecha de
muestreo)..... 287

Índice de Tablas

Tabla 1.1.1. Población de la C. Valenciana en Municipios decretados como Zonas Vulnerables (Fuentes: Decretos 13/2000, 11/2004 y 218/2009, Censo de población 2013 en Datos básicos de la Comunidad Valenciana 2014, Consellería de Economía, Industria, Turismo y Empleo de la Generalidad Valenciana y, Fichas Municipales 2013, Instituto Valenciano de Estadística, IVE)	21
Tabla 3.2.1. Caracterización del suelo de la parcela experimental Burjassot	43
Tabla 3.2.2. Contenido volumétrico de humedad a diferentes potenciales matriciales. Burjassot.....	44
Tabla 3.2.3. Datos climáticos de Burjassot	44
Tabla 3.2.4. Caracterización del suelo de la parcela experimental. Paterna I	45
Tabla 3.2.5. Contenido volumétrico de humedad a diferentes potenciales matriciales. Paterna I	45
Tabla 3.2.6. Caracterización del suelo de la parcela experimental de Paterna II.....	47
Tabla 3.2.7. Contenido volumétrico de humedad a diferentes potenciales matriciales. Paterna II	47
Tabla 4.2.1. Cronograma del ensayo de mineralización de gallinaza en Paterna II.....	56
Tabla 4.2.2. Cronograma del ensayo de mineralización de gallinaza en Burjassot	58
Tabla 4.3.1. Principales características de las dos gallinazas utilizadas en los ensayos de Paterna II y Burjassot.....	65

Tabla 4.3.2. Características de la gallinaza según diferentes autores	67
Tabla 4.3.3. Parámetros de los modelos de mineralización de nitrógeno orgánico (mg N kg ⁻¹) a 25°C. Paterna II.....	72
Tabla 4.3.4. Parámetros de los modelos de mineralización de nitrógeno orgánico (mg N kg ⁻¹) a 35°C. Paterna II.....	73
Tabla 4.3.5. Coeficientes de mineralización y vida media del nitrógeno orgánico remanente del suelo en los diferentes tratamientos y el atribuible a la gallinaza, a 25°C y 35°C. Paterna II	74
Tabla 4.3.6. Parámetros de los modelos de mineralización del nitrógeno orgánico (mg N kg ⁻¹) a 25°C. Burjassot	78
Tabla 4.3.7. Parámetros de los modelos de mineralización del nitrógeno orgánico (mg N kg ⁻¹) a 15°C. Burjassot	79
Tabla 4.3.8. Coeficientes de mineralización y vida media del carbono orgánico remanente del suelo en los diferentes tratamientos y el atribuible a la gallinaza, a 25°C y 15°C. Burjassot.....	80
Tabla 4.3.9. Parámetros de mineralización del N _{org} atribuible a la gallinaza y el suelo sin gallinaza en las dos parcelas (Paterna II y Burjassot) a 25°C, empleando el modelo doble exponencial. N _o y k corresponden a la fracción lábil del N _{org} y N ₁ y k ₁ a la fracción resistente.....	82
Tabla 4.3.10. Parámetros de los modelos de mineralización de carbono orgánico (mg C kg ⁻¹) a 25°C. Paterna II.....	91
Tabla 4.3.11. Parámetros de los modelos de mineralización de carbono orgánico (mg C kg ⁻¹) a 35°C. Paterna II.....	92
Tabla 4.3.12. Coeficientes de mineralización y vida media del carbono orgánico remanente del suelo en los diferentes tratamientos y el atribuible a la gallinaza, a 25°C y 35°C. Paterna II	93
Tabla 4.3.13. Parámetros de los modelos de mineralización de carbono orgánico (mg C kg ⁻¹) a 25°C. Burjassot	97

Tabla 4.3.14. Parámetros de los modelos de mineralización de carbono orgánico (mg C kg ⁻¹) a 15°C. Burjassot	98
Tabla 4.3.15. Coeficientes de mineralización y vida media del carbono orgánico remanente del suelo en los diferentes tratamientos y el atribuible a la gallinaza, a 25°C y 15°C. Burjassot.....	99
Tabla 4.3.16. Balances de cloruros de 0-30 cm. Paterna II.....	108
Tabla 4.3.16. (Continuación). Balances de cloruros de 0-30 cm. Paterna II.....	109
Tabla 4.3.17. Balances de agua a 0-30 cm. Paterna II.....	109
Tabla 4.3.17. (Continuación). Balances de agua a 0-30 cm. Paterna II.....	110
Tabla 4.3.18. Balances de nitrógeno a 0-30 cm (kg N ha ⁻¹). Paterna II.....	113
Tabla 4.3.18. (Continuación). Balances de nitrógeno a 0-30 cm (kg N ha ⁻¹). Paterna II.....	114
Tabla 4.3.19. Balances de cloruros a 0-30 cm. Burjassot	117
Tabla 4.3.19. (Continuación). Balances de cloruros a 0-30 cm. Burjassot	118
Tabla 4.3.20. Balances de agua a 0-30 cm. Burjassot.....	119
Tabla 4.3.21. Balances de nitrógeno a 0-30 cm (kg ha ⁻¹). Burjassot	121
Tabla 4.3.21. (Continuación). Balances de nitrógeno a 0-30 cm (kg ha ⁻¹). Burjassot	122
Tabla 5.1.1. Absorción de nutrientes del suelo por el cultivo de coliflor (excluyendo raíces). Fuente: Pomares et al. (2007a), Pomares (2007b) y Ramos y Pomares (2011)	138
Tabla 5.2.1. Cronograma del experimento mineralización durante el cultivo en Paterna I. Período 2012-2013.....	141
Tabla 5.2.2. Cronograma del experimento mineralización durante el cultivo en Paterna II. Período 2013-2014	141
Tabla 5.3.1. Algunos términos del balance de N y la producción obtenida en la parcela Burjassot	148

Tabla 5.3.2. Algunos términos del balance de N y la producción obtenida en la parcela Paterna I.....	149
Tabla 5.3.3. Algunos términos del balance de N y la producción obtenida en la parcela Paterna II.....	150
Tabla 5.3.4. Cinéticas de mineralización del nitrógeno orgánico del suelo incubado a 25°C. Paterna I.....	153
Tabla 5.3.5. Cinéticas de mineralización del nitrógeno orgánico del suelo incubado a 15°C. Paterna I.....	154
Tabla 5.3.6. Drenaje obtenido mediante balance de agua a 0-30 cm, zona con planta. Paterna I.....	160
Tabla 5.3.7. Drenaje obtenido mediante balance de agua a 0-30 cm, zona sin planta. Paterna I.....	161
Tabla 5.3.8. Porcentaje de raíces en la capa 0-30 cm para cada período, obtenida mediante simulación con EU-Rotate_N. Paterna I.....	162
Tabla 5.3.9. Drenaje obtenido mediante balance de cloruros zona con planta. Paterna I.....	164
Tabla 5.3.10. Drenaje obtenido mediante balance de cloruros zona sin planta. Paterna I.....	165
Tabla 5.3.11. Balance de nitrógeno en la zona con planta a 30 cm. Paterna I.....	168
Tabla 5.3.12. Balance de nitrógeno en la zona sin planta a 30 cm. Paterna I....	169
Tabla 5.3.13. Porcentaje de raíces en la capa 0-30 cm para cada período. Paterna II.....	173
Tabla 5.3.14. Drenaje obtenido mediante balance de cloruro en los diferentes tratamientos. Paterna II.....	174
Tabla 5.3.14. (Continuación). Drenaje obtenido mediante balance de cloruro en los diferentes tratamientos. Paterna II.....	175

Tabla 5.3.15. Balance de nitrógeno para los diferentes tratamientos. Paterna II.....	177
Tabla 5.3.15. (Continuación). Balance de nitrógeno para los diferentes tratamientos. Paterna II.....	178
Tabla 5.3.16. Resumen de la mineralización mínima obtenida desde la aplicación de la gallinaza hasta la recolección de la coliflor, en la parcela de Paterna II	180
Tabla 6.1.1. Contenido de N y C (expresados en porcentaje sobre materia seca) en restos de cosecha de la parte aérea de la coliflor, según diferentes autores.....	194
Tabla 6.1.2. Contenido de nitrógeno (kg N ha ⁻¹) en restos de cosecha de coliflor según diferentes autores.....	194
Tabla 6.2.1. Cronograma del experimento de mineralización de los restos de cosecha en Burjassot. Año 2012.....	197
Tabla 6.2.2. Cronograma del experimento mineralización de los restos de cosecha en Paterna I. Año 2013	199
Tabla 6.2.3. Cronograma del experimento de mineralización de los restos de cosecha en Paterna II. Año 2014.....	200
Tabla 6.3.1. Principales características de los restos de cosecha de coliflor en las parcelas Burjasot I, Paterna I y Paterna II.....	204
Tabla 6.3.2. Materia fresca, materia seca y nitrógeno en restos de cosecha de la parte aérea en el cultivo de coliflor, a partir de las medidas realizadas en plantas tomadas en el momento de la cosecha.....	207
Tabla 6.3.3. Cinéticas de mineralización de nitrógeno para los diferentes materiales. Burjassot.....	213
Tabla 6.3.4. Cinéticas de mineralización de nitrógeno para los diferentes materiales. Paterna I	216

Tabla 6.3.5. Cinéticas de mineralización de nitrógeno para los diferentes materiales. Paterna II	219
Tabla 6.3.6. Cinéticas de mineralización de carbono para los diferentes materiales. Burjassot	226
Tabla 6.3.7. Cinéticas de mineralización de carbono para los diferentes materiales. Paterna I.....	229
Tabla 6.3.8. Cinéticas de mineralización de carbono para los diferentes materiales. Paterna II	232
Tabla 6.3.9. Balance de nitrógeno a 0-30 cm. Burjassot.....	236
Tabla 6.3.10. Drenaje obtenido mediante balance de agua a 0-30 cm. Burjassot.....	237
Tabla 6.3.11. Drenaje obtenido mediante balance de cloruros a 0-30 cm. Burjassot.....	238
Tabla 6.3.12. Balance de nitrógeno a 0-30 cm. Paterna I.....	240
Tabla 6.3.13. Drenaje obtenido mediante balance de agua a 0-30 cm. Paterna I	241
Tabla 6.3.14. Drenaje obtenido mediante balance de cloruro a 0-30 cm. Paterna I	242
Tabla 6.3.15. Balance de nitrógeno a 0-30 cm, en los sub-bloques con gallinaza. Paterna II	245
Tabla 6.3.16. Balance de nitrógeno a 0-30 cm, para los sub-bloques sin gallinaza. Paterna II	246
Tabla 6.3.17. Drenaje obtenido mediante balance de cloruros a 0-30 cm, para los sub-bloques con gallinaza. Paterna II	247
Tabla 6.3.18. Drenaje obtenido mediante balance de cloruros a 0-30 cm, para los sub-bloques sin gallinaza. Paterna II.....	248
Tabla 7.2.1. Valores de los parámetros hidráulicos usados en las simulaciones.	273

Tabla 7.2.2. Calibración específica de algunos de los parámetros del cultivo de coliflor	274
Tabla 7.3.1. Parámetros relacionados con la dinámica del nitrógeno que se calibraron	276

Capítulo 1

Introducción

Capítulo 1

1. INTRODUCCIÓN

1.1 EL NITRÓGENO EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA

El nitrógeno es quizás el nutriente de la planta que más investigación ha generado, no sólo por ser un elemento esencial determinante para la productividad de los cultivos, sino también porque tanto las deficiencias como los excesos en este elemento tienen un fuerte impacto en la salud humana y el ecosistema (Brady y Weil, 2008).

El nitrógeno es un constituyente de aminoácidos, enzimas, ácidos nucleicos, clorofila, y es fundamental para el desarrollo de la fotosíntesis. También es esencial para el uso de los carbohidratos dentro de las plantas, estimulando su desarrollo y favoreciendo la asimilación de otros nutrientes (Brady y Weil, 2008).

Por las repercusiones que tiene este elemento en la productividad de los cultivos, y su bajo coste en relación con los del cultivo, se ha generalizado un uso excesivo de fertilizantes nitrogenados tanto químicos como orgánicos por parte

de los agricultores produciendo, en ocasiones, importantes problemas ambientales debido a la generación de gases de efecto invernadero (Eichner, 1990; Badr y Probert, 1993; Kroeze *et al.*, 1999; Bateman y Baggs, 2005) y a la contaminación de acuíferos por lixiviación de nitrato (Gold *et al.*, 1990; Guillard y Kopp, 2004; Adiscott, 2005), que han afectado el ecosistema (Carpenter *et al.*, 1998; David y Gentry, 2000) e incluso a la salud humana (Hunter y Comly, 1945; Ward *et al.*, 2005; Santamaria, 2006; Addiscott, 2006).

Para realizar un uso eficiente del N, es indispensable conocer bien su ciclo en el sistema suelo-planta y los factores que intervienen en cada uno de los procesos en los que está implicado. Desde ese conocimiento se pueden disminuir los flujos de nitrógeno que pueden originar riesgos ambientales y sobrecostos económicos, así como optimizar la dosis de fertilización compatible con una buena producción. Esto implica también un buen manejo de las fuentes orgánicas (estiércoles o restos de cosecha), para ajustar de forma más precisa los planes de fertilización.

1.1.1 Ciclo del nitrógeno en el suelo

Las principales formas minerales de nitrógeno en el suelo y los procesos en los que interactúan están ilustrados en la figura 1.1.1. El nitrógeno en forma de ión amonio (NH_4^+) en el suelo puede estar sujeto a **inmovilización** por los microorganismos del suelo, **absorción** por la planta, **fijación** en las interláminas de algunas arcillas, **volatilización** en forma de amoníaco y oxidación a nitrato (**nitrificación**). El nitrógeno en forma de ión nitrato (NO_3^-) por su parte también puede ser **inmovilizado** por la biomasa microbiana del suelo, **absorbido** por la planta, **lixiviado** o volatilizado (**desnitrificación**). Pero el nitrógeno en el suelo se encuentra mayoritariamente en forma orgánica, sujeta a procesos de transformación por parte de los microorganismos del suelo derivando en formas disponibles para la planta (**mineralización**) (Brady y Weil, 2008).

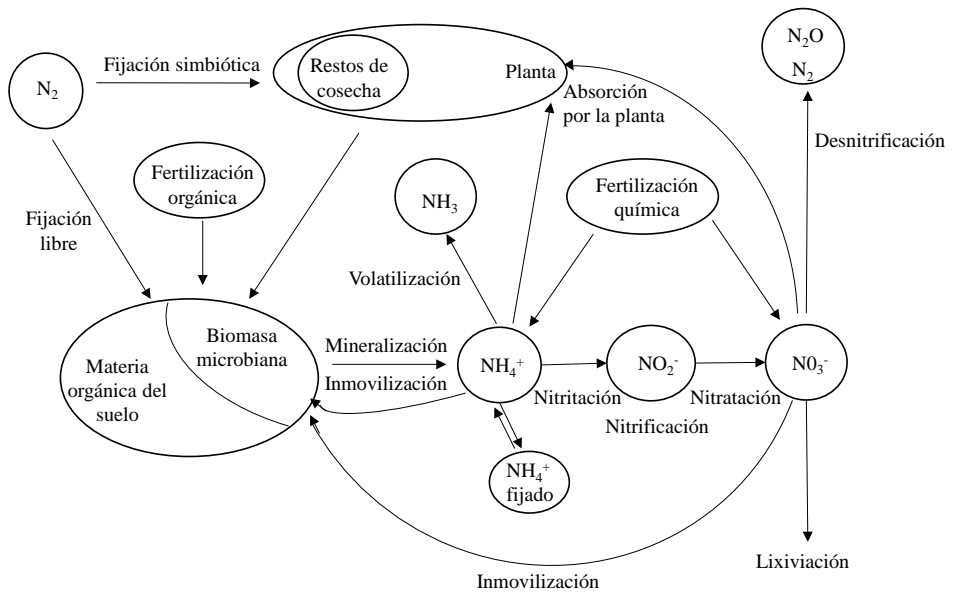


Figura 1.1.1. Ciclo del nitrógeno en el suelo (Adaptado de: Nicolardot et al., 1997, citado por Vale, 2006)

De todos estos procesos, el que supone la principal ganancia de nitrógeno es la mineralización (amonificación y nitrificación), y los que ocasionan pérdidas que pueden llegar a producir problemas ambientales son la desnitrificación, la volatilización y la lixiviación. Los procesos de inmovilización y fijación pueden servir como fuentes de almacenamiento.

1.1.1.1 Mineralización e inmovilización

La mineralización es el proceso de descomposición de la materia orgánica mediante los microorganismos del suelo. La aplicación de enmiendas orgánicas al suelo, ya sea de restos vegetales o animales, aporta nitrógeno mayoritariamente en formas orgánicas no disponibles para la planta, por lo que debe ser transformado a formas inorgánicas fácilmente asimilables (nitrato y amonio), para que pueda ser extraído por la planta (Li et al., 2003).

Las reacciones que ocurren durante el proceso de mineralización se observan en la figura 1.1.2. La primera etapa del proceso de mineralización es la

amonificación (conversión del nitrógeno orgánico a amonio) bajo la acción de microorganismos heterótrofos que utilizan sustratos de carbono como fuente de energía y compuestos orgánicos del tipo aminoácidos y nucleótidos como sustrato alimenticio. Posteriormente continúa el proceso de nitrificación que consiste en la oxidación del amonio a nitrato por la acción de bacterias autotróficas (Hart *et al.*, 1994 citado en Vale, 2006), y que ocurre en condiciones de buena aireación y a pH próximo a la neutralidad.

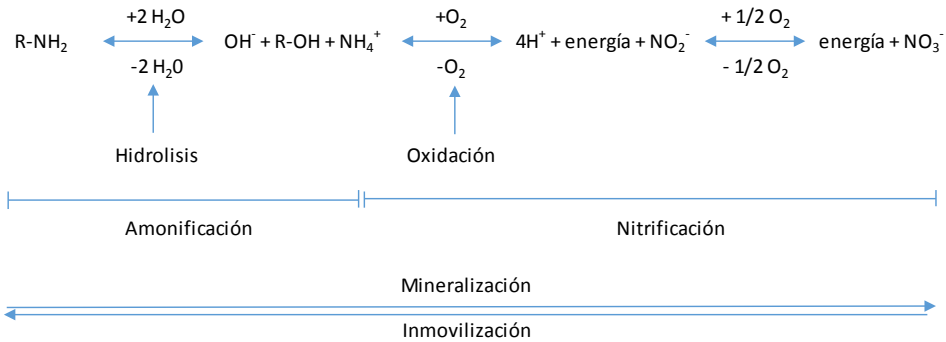


Figura 1.1.2. Proceso de mineralización-inmovilización (Fuente: Brady y Weil, 2008)

Por otra parte, la inmovilización ocurre cuando los microorganismos que descomponen la materia orgánica requieren más nitrógeno del que ellos pueden obtener de los residuos que están metabolizando, tomando iones nitrato o amonio de la solución del suelo e incorporándolo en su metabolismo, pudiendo dejar la solución del suelo desprovista temporalmente de nitrógeno mineral. Cuando los microorganismos mueren, el nitrógeno orgánico puede ser de nuevo liberado en formas de nitrato o amonio, disponibles para la planta a partir de ese momento (Robinson *et al.*, 1989; Hart *et al.*, 1994 citado en Vale, 2006).

La mineralización e inmovilización ocurren simultáneamente en el suelo, de forma que el efecto neto resulta en un incremento o disminución del nitrógeno mineral disponible dependiendo del proceso dominante (Jansson y Persson, 1982; Amlinger *et al.*, 2003).

Es importante conocer los factores que influyen en la mineralización para determinar el aporte de nitrógeno que supone la aplicación al suelo de abonos o enmiendas orgánicas. Una adecuada predicción de la cantidad de nitrógeno inorgánico mineralizado es esencial para la implementación de prácticas

agrícolas que maximicen el uso eficiente del nitrógeno y minimicen los impactos adversos del nitrógeno en el ambiente (Wang *et al.*, 2001), siendo un proceso clave que debe ser tenido en cuenta cuando se quiere satisfacer la demanda de nitrógeno de los cultivos (Li *et al.*, 2003).

Los factores que afectan la actividad microbiana y, por tanto, influyen sobre la cantidad y la velocidad de mineralización son la temperatura, el contenido de humedad, el pH, la textura del suelo, y la composición del material orgánico (Stevenson, 1986; Sims, 1986; Gordillo y Cabrera, 1997).

La relación carbono/nitrógeno (C/N) de los residuos orgánicos que se están descomponiendo es uno de los factores más importantes que afecta a la tasa de descomposición y a la mineralización/inmovilización, de forma que cuanto mayor es la relación C/N menor es el nitrógeno potencialmente mineralizable (Gordillo y Cabrera, 1997). La inmovilización ocurre cuando los microorganismos descomponen material orgánico con una relación C/N mucho mayor que la propia, que suele oscilar en promedio entre 6-8, y después de que las demandas de carbono para la respiración han sido satisfechas. Para mantener su relación C/N constante, los microorganismos deben incorporar nitrógeno exógeno, preferiblemente sin la asimilación adicional de carbono en el proceso (Robinson *et al.*, 1989).

Frecuentemente se ha establecido como relación C/N crítica entre inmovilización y mineralización neta, una relación de entre 10-25, aunque los trabajos en los que se establece este valor umbral se han desarrollado mayoritariamente sobre restos de plantas (Jenssen *et al.*, 1996). Barkle *et al.* (2001), encontraron inmovilización hasta 113 días después de la aplicación de materiales con una relación C/N de 8, lo que indica que el concepto de relación C/N crítica es sólo una aproximación que no considera la calidad y la degradabilidad de los compuestos de carbono y nitrógeno (Jansson y Persson, 1982). Sin embargo, otros estudios indican que el punto de inflexión entre mineralización e inmovilización neta se da para valores de la relación C/N en torno a 30 (Fox *et al.*, 1990), 40 (Vigil y Kissel, 1991) o 44 (De Neve y Hofman, 1996), y otros autores hablan de un nivel crítico entre 24-41 dependiendo de los días de incubación (Janzen y Kucey, 1988).

En el caso de restos vegetales sólo el 72-75% de la mineralización es explicado por su relación C/N (Vigil y Kissel, 1991) y depende, entre otros, de la composición de la planta (Silver y Miya, 2001). Las macromoléculas como lípidos, celulosas, hemicelulosas y ligninas (Abiben *et al.*, 2005; De Neve y Hofman, 1998), tienen su propia dinámica de descomposición, siendo más rápida para las fracciones lábiles y más lenta para las moléculas más recalcitrantes, características que no siempre se reflejan en la relación C/N (Abiben *et al.*, 2005). Teniendo en cuenta las características de los restos, se han encontrado relaciones más ajustadas que explican entre un 78-80% de la variabilidad de la descomposición de los mismos, como la relación C/N de la lignina (De Neve y Hofman, 1996; Vigil y Kissel, 1991) o la relación polifenoles/N (Oglesby y Fownes, 1992).

Por otra parte, en los estudios de Lin *et al.* (2005), se muestra que la mineralización del nitrógeno estuvo significativamente correlacionada con la relación C/N en las fracciones ligera y pesada de la materia orgánica del suelo, así como también con el nitrógeno total, el carbono total, el nitrógeno microbiano y el nitrógeno hidrolizable en medio alcalino. Por otra parte, la relación C/N del material vegetal, como es el caso de las raíces, cambia con la edad y de acuerdo con las condiciones ambientales de la rizosfera (Herman *et al.*, 2006).

Dentro de las propiedades del suelo, la textura y el contenido de humedad están relacionados a través de la porosidad del suelo, de forma que a mayor contenido de arcillas, hay una menor macroporosidad y una mayor retención de humedad, por lo que se favorecen los procesos de inmovilización (Gordillo y Cabrera, 1997). Pero cuando se aplica una enmienda orgánica en condiciones de poca humedad la conversión de nitrógeno orgánico a amonio y nitrato es baja (Eghball y Power, 1999).

La temperatura controla directamente la mineralización del nitrógeno afectando a los procesos bioquímicos efectuados por los microorganismos (Zak *et al.*, 1999; Agehara y Warncke, 2005) e indirectamente afectando el consumo de oxígeno por los microorganismos y, por tanto, el volumen de la actividad microbiana aeróbica del suelo (Renault y Sierra, 1994). Así mismo, acelera la difusión de sustratos solubles en el suelo (Macdonald *et al.*, 1995; Zak *et al.*, 1999). La mineralización aumenta con el incremento de la temperatura en un rango de 0-35°C, cesando la actividad microbiana en temperaturas próximas al

punto de congelación. Con temperaturas por encima de 35°C la amonificación continua, pero la nitrificación cesa a temperaturas superiores a 45°C (Stanford *et al.*, 1973).

El pH influye en la forma química del nitrógeno presente en el suelo. Así, la probabilidad de pérdidas por volatilización en forma de amoníaco (NH_3) aumenta con el pH, disminuyendo la cantidad de nitrógeno que se puede mineralizar. Por otro lado, el pH también influye sobre la actividad microbiana desarrollándose mejor los microorganismos responsables de la mineralización en condiciones ácidas (Gordillo y Cabrera, 1997).

Otro factor a tener en cuenta en los procesos de mineralización es la disponibilidad de nitrógeno inorgánico presente en el suelo ya que este incide sobre el proceso de mineralización, al igual que el carbonato de calcio (CaCO_3) (Recous *et al.*, 1995). En el proceso de mineralización no sólo es importante la cantidad neta de nitrógeno mineralizado, sino también la velocidad a la que ocurre este proceso en el suelo. Así, bajas tasas de mineralización pueden reducir la lixiviación de nitrato, por la reducción de N en forma nítrica (Sims, 1986).

1.1.1.2 Amonificación y nitrificación

La amonificación es un proceso enzimático, llevado a cabo por microorganismos heterótrofos, en el que el nitrógeno de las sustancias orgánicas es liberado como amoníaco (NH_3) que en disolución acuosa rápidamente forma el ión amonio (NH_4^+) (figura 1.1.3). Intervienen en este proceso, tanto microorganismos aeróbicos como anaeróbicos, a diferencia de la nitrificación donde sólo participan microorganismos aeróbicos, por lo que en condiciones de poca aireación se acumula amonio (Stevenson, 1986).

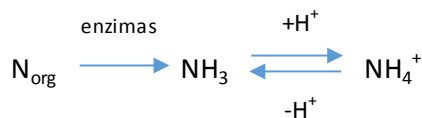


Figura 1.1.3. Reacciones de amonificación (Fuente: Brady y Weil, 2008)

La temperatura óptima para la amonificación del nitrógeno orgánico es aproximadamente de 50°C (Harmsen y Kolenbrander, 1965; Stanford *et al.*, 1973; Beck, 1983 citado por De Neve *et al.*, 1996). Igualmente, el contenido de humedad juega un papel importante ya que soporta la actividad bacteriana y por ende la producción de la enzima ureasa, la cual rompe las moléculas de ácido úrico a formas más simples de nitrógeno (Cabrera *et al.*, 1993). Los microorganismos pueden tanto excretar N en forma de ión amonio que se encuentra en exceso dentro de su metabolismo, como degradar nitrógeno orgánico a amonio extracelularmente (Robinson *et al.*, 1989).

La nitrificación es el paso de amonio a nitrato (figura 1.1.4). Los iones amonio son oxidados enzimáticamente por bacterias autótrofas en dos pasos: el primero es la formación de nitritos mediante las bacterias del género Nitrosomas, e inmediatamente los nitritos son transformados a nitratos por acción de las bacterias del género Nitrobacter. Por tanto, cuando el amonio es liberado en el suelo rápidamente es convertido en nitrato, produciéndose una acidificación del suelo por la producción de iones H⁺ (Brady y Weil, 2008)

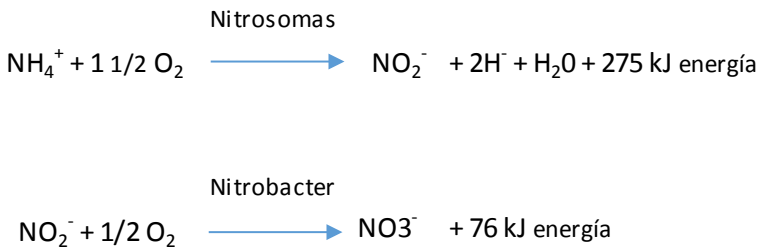


Figura 1.1.4. Proceso de nitrificación (Fuente: Brady y Weil, 2008)

Las bacterias autótrofas nitrificantes son muy sensibles a las condiciones ambientales. Al ser un proceso aeróbico, se favorece en suelos bien drenados, con humedades en torno al 60% del espacio poroso. La temperatura óptima del suelo está entre 20-30°C (Hadas *et al.*, 1983), y por encima de 37°C la nitrificación se reduce y eventualmente cesa a 45°C (Beck, 1983 citado por De Neve *et al.*, 1996; Harmsen y Kolenbrander, 1965; Stanford *et al.*, 1973). Al ser autótrofos su fuente de energía es el carbono, por lo que necesitan disponer de dicha fuente para realizar los procesos de nitrificación (Brady y Weil, 2008). La inhibición de la nitrificación se favorece a pH ácidos (Barkle *et al.*, 2001).

1.1.1.3 Fijación y volatilización del amonio

Una vez el nitrógeno orgánico es transformado a amonio, puede quedar fijado en las arcillas, volatilizarse o ser absorbido por las plantas, disminuyendo así la cantidad de amonio que puede ser transformado a nitrato mediante el proceso de nitrificación (Delin, 2011).

El ión amonio al estar cargado positivamente es atraído por las cargas negativas de la superficies coloidales (arcillas y humus) donde, a causa del tamaño pequeño de este ión, puede ser fijado dentro de los huecos existentes entre las láminas de ciertas arcillas en forma no intercambiable. En suelos con arcillas del tipo 2:1 el porcentaje de fijación puede estar entre un 5-10% en la capa superficial, y entre un 20-40% en las capas más profundas.

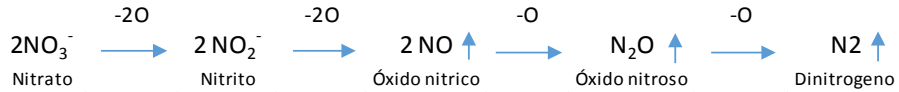
La volatilización del nitrógeno se puede dar por el paso de amonio a amoniacado. El gas amoniacado se genera a partir de los iones amonio en presencia de iones hidroxilos (OH^-), es decir a pH altos (reacción a la derecha). Esta reacción es reversible, es decir, en presencia de amoniacado proveniente de abonos orgánicos y en condiciones de humedad, pueden formarse iones amonio, incrementándose el pH de la solución del suelo (reacción a la izquierda) (Brady y Weil, 2008).



Los coloides de las arcillas y del humus al adsorber el amonio, pueden reducir las pérdidas por volatilización, las cuales suelen aumentar en suelos poco arcillosos y cuando el amonio no está en estrecho contacto con el suelo tras su incorporación. Por esta razón, este tipo de pérdidas por volatilización son mayores a elevados pH, suelos arenosos, alcalinos o calcáreos, o cuando materiales que producen amonio no son incorporados, el suelo está seco o hay altas temperaturas (Brady y Weil, 2008; Chambers *et al.*, 1999).

1.1.1.4 Desnitrificación y lixiviación de nitrato

La transformación del nitrato a formas gaseosas de nitrógeno se conoce como desnitrificación. El nitrato es reducido a nitrito y éste, a través de una serie de reacciones a gas óxido nítrico, gas óxido nitroso y eventualmente a gas dinitrógeno, liberándose oxígeno en el proceso.



Los organismos que llevan a cabo este proceso son bacterias anaeróbicas facultativas de los géneros *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus* y *Achromobacter*, organismos heterótrofos que obtienen la energía y el carbono de la oxidación de compuestos orgánicos. Hay bacterias desnitrificantes autotróficas como es el caso de *Thiobacillus denitrificans*, que obtiene la energía de la oxidación del sulfuro. En algunas condiciones pueden participar ciertos hongos en los procesos de desnitrificación (Shoun *et al*, 1992; Laughlin y Stevens, 2002; Cathrine y Raghuhumar, 2009). La producción de estos óxidos de N, considerados de efecto invernadero, depende del pH, la temperatura del suelo, la cantidad de oxígeno y la concentración de nitrato disponible. La desnitrificación ocurre en condiciones de poca aireación y altos contenidos de arcilla (Bhogal *et al.*, 1999) y cuando el porcentaje de agua que llena el espacio poroso excede el 60% (Aulakh *et al.*, 1991). Por ello, la desnitrificación debe ser tenida en cuenta en condiciones de regadío y altas temperaturas (Vale, 2006). En suelos con pH muy ácido (<5.0) casi todas las pérdidas ocurren en forma de óxido nitroso. La temperatura óptima para estos procesos es de 25 a 35°C, pero puede desarrollarse en un rango de 2 a 50°C.

Debido a su carga negativa, el ión nitrato no es absorbido por los coloides del suelo, y dada su elevada solubilidad puede ser fácilmente lavado a capas más profundas por el agua de riego o lluvia, en el proceso conocido como lixiviación (Brady y Weil, 2008). Los efectos de la lixiviación de nitrato serán discutidos en la siguiente sección.

1.1.2 Impacto del nitrógeno en el ambiente y en la salud

1.1.2.1 Contaminación atmosférica

Los óxidos nítrico y nitroso generados en la desnitrificación pueden contribuir a la formación de ácido nítrico, uno de los principales componentes de la lluvia ácida, la cual provoca la acidificación de las aguas de lagos, ríos y mares, el daño directo sobre la vegetación, y la acidificación de los suelos (Driscoll *et al.*, 2001) con afección a la población microbiana (Pennanen *et al.*, 1998).

Estos gases también pueden reaccionar con contaminantes orgánicos volátiles para formar ozono troposférico, el cual es un potente agente oxidante capaz de producir efectos adversos en la salud humana, principalmente enfermedades broncopulmonares (Bell *et al.*, 2004; Ebi y McGregor, 2008). Las emisiones gaseosas de óxido nitroso (N₂O) juegan un importante papel sobre el calentamiento global, ya que este gas tiene un potencial de calentamiento 300 veces más alto que el CO₂ y contribuye a la destrucción de la capa de ozono (Ravishankara *et al.*, 2009; Kaiser *et al.*, 1998).

El aumento de la concentración de N₂O en los últimos años se debe en parte a las actividades agrícolas (IPCC, 2007). La agricultura contribuye con cerca de un 9% de las emisiones totales (EEA, 2007; UNEP, 2007), debido principalmente a la fertilización nitrógeno-mineral, los abonos verdes (Eichner, 1990), los estiércoles (Chang *et al.*, 1998), y los restos de cosecha (McKenney *et al.*, 1993).

1.1.2.2 Contaminación de recursos hídricos por lixiviación de nitrato

El movimiento de nitrógeno soluble a los sistemas acuáticos puede llegar a ocasionar un desequilibrio en estos ecosistemas. El aumento de nutrientes como el nitrógeno y fósforo en el agua ocasiona su eutrofización, dando lugar a situaciones de anoxia o falta de oxígeno, que tienen como consecuencia desequilibrios y mortalidad de peces u otras especies acuáticas (Kenney y Hatfield, 2008).

La lixiviación de nitratos puede ocasionar degradación del ecosistema y contaminación de las aguas subterráneas, haciéndolas no aptas para consumo humano o animal, aspecto que se discutirá en los siguientes apartados.

1.1.2.3 Riesgos para la salud humana

El manejo inadecuado del nitrógeno en el suelo puede ocasionar la presencia de altos niveles de nitrato en el agua de consumo humano y en algunas hortalizas que se consumen sus hojas, pudiendo llegar a ser un riesgo para la salud humana. El ión nitrato en sí mismo no es tóxico pero una vez ingerido puede ser reducido a nitrito, el cual es considerado tóxico sobre todo en los lactantes (Brady y Weil, 2008).

La enfermedad comúnmente asociada al ión nitrito es la metahemoglobinemia. El nitrito es el responsable de la transformación de la hemoglobina a metahemoglobina, que no es capaz de captar y ceder oxígeno de forma funcional. Esta inadecuada oxigenación de la sangre es la responsable de su color azulado y que las personas que padecen esta enfermedad tengan la piel con ese color, siendo especialmente sensible a estos efectos los niños de menos de tres meses de edad (Hunter y Comley, 1945; Ward *et al.*, 2005; Follett y Follett, 2008).

Por otra parte, el nitrito puede reaccionar con las aminas, sustancias ampliamente presentes en nuestro organismo, originando las nitrosaminas, un tipo de compuestos cuya acción puede ser cancerígena. En experimentos de laboratorio se ha comprobado que alrededor del 75% de estas sustancias pueden originar cánceres hepáticos y, aunque con menor frecuencia, también de pulmón, estómago, riñones, esófago y páncreas (Follett y Follett, 2008; Ward *et al.*, 2005).

1.1.2.4 Contaminación de las aguas por nitrato en Europa, España y Comunidad Valenciana

Para paliar el problema de la contaminación de las aguas por nitratos, surge la Directiva Europea 91/676/CEE, de 12 de diciembre sobre "*Protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura*", que impone a los estados miembros la obligación de determinar las aguas afectadas o en riesgo de estarlo por este tipo de contaminación (artículo 3.1).

Se declaran como zonas afectadas aquellas con aguas subterráneas o superficiales que superen, o puedan llegar a superar, una concentración de nitrato de 50 mg L^{-1} ($11 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$), y los embalses, lagos, charcas, estuarios y aguas litorales que se encuentren o puedan llegar a estar, en estado de eutrofización. Una vez definidas las aguas afectadas, los estados miembros deben designar como zonas vulnerables aquellas superficies de terreno cuya escorrentía o filtración contribuyan a la contaminación de dichas aguas (artículo 3.2).

Por otra parte, la directiva sobre nitratos establece la elaboración en cada estado miembro de Códigos de Buenas Prácticas Agrarias que serán de obligado cumplimiento en las zonas vulnerables (artículo 4.1), el establecimiento de Programas de Acción (artículo 5.1, 5.2 y 5.4) y la elaboración y ejecución de Programas de Control (artículo 5.6 y 6), que los estados miembros están obligados a revisar cada cuatro años junto con las designaciones de las zonas vulnerables. Además, deben evaluar la concentración de nitratos en las aguas subterráneas y superficiales, el estado trófico de las aguas superficiales, el impacto de dichos programas de acción y estimar futuras tendencias de la calidad de las aguas.

La Directiva Europea 91/676/CEE fue traspuesta al ordenamiento jurídico español mediante el Real Decreto 261/1996. Éste exigía a las Comunidades Autónomas la elaboración de Códigos de Buenas Prácticas Agrarias y Programas de Actuación. El Código de Buenas Prácticas Agrarias contiene disposiciones que fomentan el uso racional de los fertilizantes mineral y orgánico en la agricultura española, la utilización de cultivos con sistemas radicales capaces de llegar a capas más profundas para así poder extraer el nitrato en estas capas y así disminuir la lixiviación, las rotaciones de cultivos y un manejo adecuado del

riego. En los Programas de Actuación se abordan aspectos como: a) Períodos de prohibición de la fertilización nitrogenada, b) Determinación de la capacidad necesaria de los tanques de almacenamiento de estiércol, c) Limitación de la aplicación de fertilizantes al terreno, y considera que la disponibilidad de nitrógeno debe tener en cuenta factores como, la cantidad de nitrógeno presente en el suelo, suministro de nitrógeno a través de la mineralización neta de las reservas de nitrógeno orgánico del suelo, los aportes nitrogenados de fertilizantes orgánicos, químicos y del agua de riego, y estableciendo que la cantidad máxima de estiércol aplicada por hectárea no debe exceder de 170 kg N año⁻¹.

Según el informe cuatrienal de la UE para el período 2004-2007, el 21 % de las estaciones de control de aguas dulces superficiales en los 27 estados miembros registraron concentraciones de nitratos inferiores a 2 mg L⁻¹, y sólo el 3 % mostró más de 50 mg L⁻¹. En Europa, el 70 % de los puntos de control reveló niveles de nitratos estables o en descenso en comparación con el período 2000-2003. Alemania, Austria, Finlandia, Grecia, Irlanda, Luxemburgo, Portugal y Suecia no observaron aguas superficiales con niveles de nitratos por encima de 50 mg L⁻¹ (Directiva de nitratos de la Unión Europea, 2010).

Con respecto a las estaciones de control de aguas subterráneas europeas, el 66% presentó niveles inferiores a 25 mg L⁻¹ y sólo el 15% registró niveles de nitratos superiores al límite de 50 mg L⁻¹ (figura 1.1.5). La mayor proporción de agua contaminada se encuentra entre 5 y 15 m por debajo de la superficie, y cuanto más profundas son las aguas subterráneas, más limpias tienden a ser. Por otra parte, la distribución de las zonas vulnerables a la contaminación por nitrato en España en el año 2012 se observa en la figura 1.1.6.

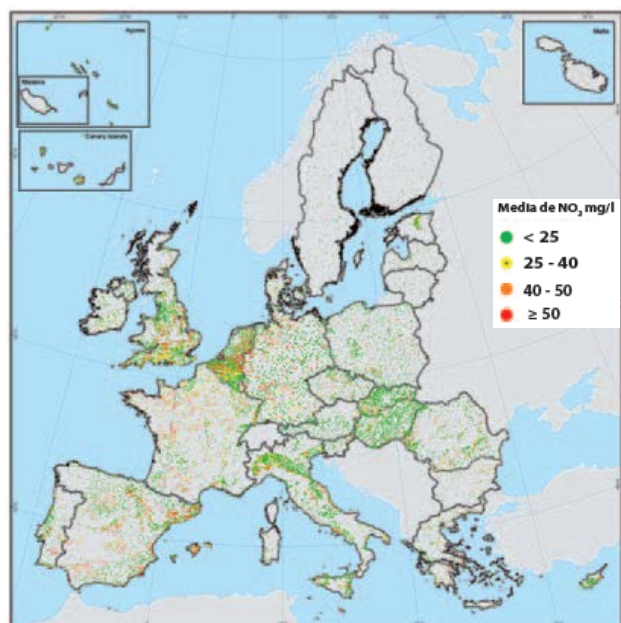


Figura 1.1.5. Concentraciones medias de nitratos en las aguas subterráneas de la UE. Periodo 2004 -2007 (Fuente: Directiva de nitratos de la UE, 2010)

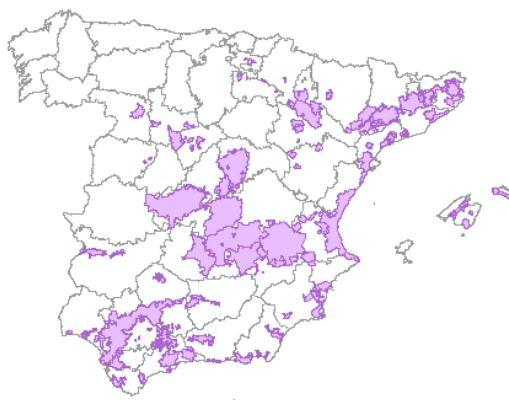


Figura 1.1.6. Zonas vulnerables en España por contaminación de nitratos (Fuente: IDE-catálogo de megadatos-Ministerio de Agricultura-Zonas Vulnerables)

La evolución de la contaminación por nitratos en España durante los últimos años indica con respecto a las aguas superficiales un ligero aumento en el año 2012 (figura 1.1.7a). El 3,9% de las estaciones del programa de control de vigilancia (1801 estaciones) presentaron valores superiores a 50 mg L⁻¹ (Magrama, 2013) mientras que en 2011 el 1,8% de las estaciones presentaron valores superiores a los máximos reglamentados (Magrama, 2012a). Con respecto a las aguas subterráneas por el contrario, se observa una disminución de los contenidos máximos en el año 2012 (figura 1.1.7b). Un 20,9% de las estaciones de control presentaron valores superiores a 50 mg L⁻¹ en el 2012 con respecto a un 25,3% del año anterior (Magrama, 2012a y 2013).

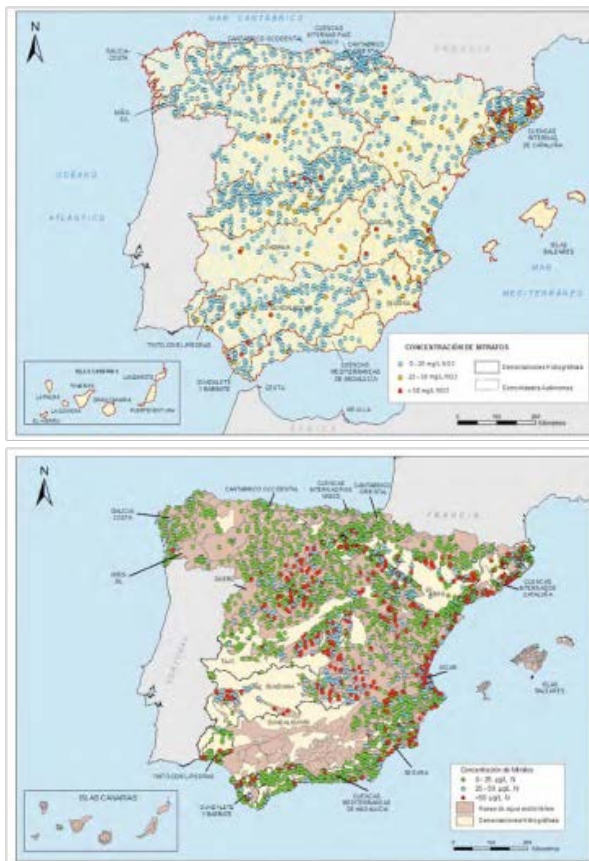


Figura 1.1.7. Concentración media de nitratos (mg L⁻¹) en las aguas superficiales (a, arriba) y en las aguas subterráneas (b, abajo) en España año 2012 (Fuente: Magrama, 2013)

En general, a pesar de las mejoras conseguidas y que los agricultores son cada vez más receptivos de las medidas a adoptar respecto a la protección del medio ambiente, la agricultura sigue siendo una de las principales fuentes de contaminación de los recursos hídricos, y los agricultores deben seguir adoptando prácticas sostenibles.

En la Comunidad Valenciana, el Decreto 13/2000 designó determinados municipios como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias. Posteriormente, esta designación se amplió mediante los Decretos 11/2004 y 218/2009. En la figura 1.1.8 se observa el área de las zonas vulnerables en la Comunidad Valenciana.

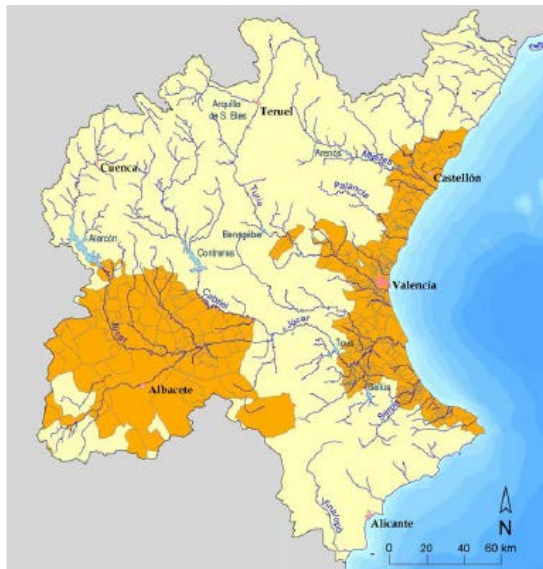


Figura 1.1.8. Zonas Vulnerables (color naranja) de contaminación por nitrato en la cuenca hidrográfica del Júcar (Fuente: Magrama, 2009)

La Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación dictó la Orden de 29 de marzo de 2000, por la que se aprobó el Código Valenciano de Buenas Prácticas Agrarias, y la Orden de 3 de junio de 2003, por la que se establecía el Programa de Actuación en las Zonas Vulnerables designadas en la Comunidad Valenciana, siendo la primera actualizada con la Orden 7/2010 y la segunda con las Ordenes 12/2008 y 10/2010.

En cuanto a la calidad de aguas, en los acuíferos de las dos cuencas principales que riegan la Comunidad Valenciana (Júcar y Segura) la concentración por nitratos, procedentes de fertilizantes agrícolas, se ha incrementado notablemente, coincidiendo con las zonas de mayor actividad agrícola, con más de un 20% de los puntos con concentraciones de nitratos mayores a la máxima admisible (50 mg L^{-1}).

En la cuenca hidrográfica del Júcar el porcentaje de estaciones con concentraciones de nitratos superiores a 50 mg L^{-1} , fue en 2011 del 21,6% y en 2012 del 26,9%, mientras que en la cuenca hidrográfica de Segura, el porcentaje fue del 23,9% en 2011 y del 23% en el 2012. Con respecto a las aguas superficiales, ambas cuencas presentaron en el 2012 un 9% de las estaciones de seguimiento con valor medio de nitratos $> 50 \text{ mg L}^{-1}$ (Magrama, 2012a).

En la Comunidad Valenciana alrededor del 50% del agua potable procede de aguas subterránea y, por tanto, es importante que estas aguas no tengan un contenido de nitrato superior al límite establecido de 50 mg L^{-1} . Un estudio de la Consellería de Medio Ambiente (1999) citado por Ramos *et al.* (2002), indicaba que un 8,1% de la población de la Comunidad Valenciana vivía en municipios cuyas aguas de abastecimiento tenían una concentración superior a los 50 mg L^{-1} . Este porcentaje ha aumentado considerablemente, y en la actualidad un 67% de la población de la Comunidad Valenciana vive en municipios decretados como zonas vulnerables (tabla 1.1.1).

Tabla 1.1.1. Población de la C. Valenciana en Municipios decretados como Zonas Vulnerables (Fuentes: Decretos 13/2000, 11/2004 y 218/2009, Censo de población 2013 en Datos básicos de la Comunidad Valenciana 2014, Consellería de Economía, Industria, Turismo y Empleo de la Generalidad Valenciana y, Fichas Municipales 2013, Instituto Valenciano de Estadística, IVE)

Provincia	Decreto	N. Municipios en zonas vulnerables	Población afectada	Población total	%
Alicante	13/2000	15	119.638		
	11/2004	20	175.405		
	218/2009	23	525.271	1.945.642	27
Castellón	13/2000	25	451.627		
	11/2004	28	515.129		
	218/2009	28	515.129	601.699	86
Valencia	13/2000	154	2.300.722		
	11/2004	154	2.300.722		
	218/2009	165	2.366.782	2.566.474	92
Total C.V			3.407.182	5.113.815	67

1.2 EL CARBONO EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA

Para entender los procesos y factores que influyen en el ciclo del nitrógeno en el suelo, y en concreto la mineralización, es necesario considerar también el comportamiento del carbono en el suelo, ya que la actividad microbiana viene determinada en gran medida por la relación C/N de los microorganismos y de los componentes del compartimento orgánico del suelo. Por ello conocer el ciclo del carbono y su balance en el sistema suelo-planta, son necesarios a fin de conseguir un adecuado manejo de la materia orgánica del suelo, reducir las emisiones de CO₂, incrementar la calidad de los suelos y la producción de las plantas.

1.2.1 Ciclo del carbono. Impacto ambiental y agronómico

El ciclo del carbono, su dinámica y manejo tiene un importante impacto tanto agronómico como ambiental y en este sentido, la materia orgánica del suelo juega un papel fundamental tanto en el balance de C como en el proceso del calentamiento global (Brady y Weil, 2008).

El ciclo del carbono (figura 1.2.1) se inicia con la fijación de dióxido de carbono del aire (fotosíntesis) convirtiéndolo a formas orgánicas. Estos compuestos de carbono orgánico son usados para el crecimiento de las plantas o como fuente de energía (respiración). Posteriormente el carbono retorna al suelo para ser metabolizado por los microorganismos del suelo, que utilizan estos compuestos orgánicos como fuente de energía liberando CO_2 a la atmósfera (respiración microbiana).

La biomasa microbiana junto con los restos vegetales forman parte de la materia orgánica del suelo. Dependiendo del tipo de componente orgánico y su complejidad estructural, unos componentes son más difíciles de degradar por los microorganismos, acumulándose los de difícil degradación en la materia orgánica del suelo, permaneciendo almacenada por prolongados periodos de tiempo para luego ser mineralizada por los microorganismos y liberar el CO_2 mediante la respiración (Trumbore, 2006; Luo y Zhou, 2006).

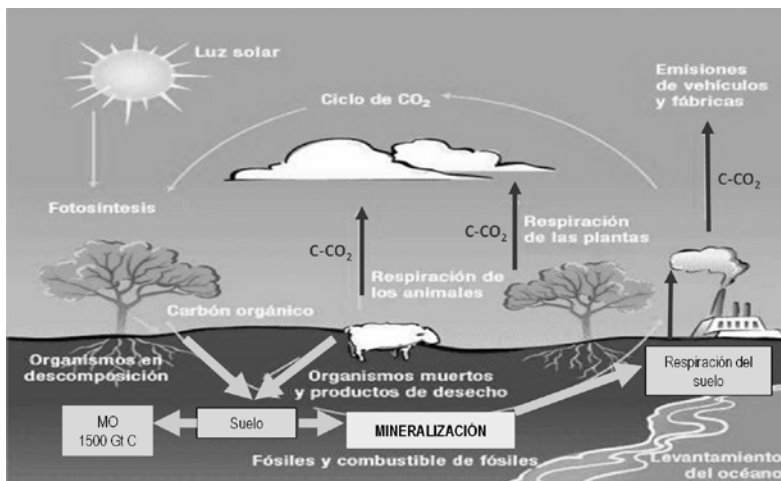


Figura 1.2.1. Ciclo del carbono (Adaptado de: Rojas et al., 2010)

Uno de los fenómenos atmosféricos de mayor relevancia a nivel mundial, es el incremento de la temperatura global de la atmósfera derivado del incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero. Este fenómeno se debe a dos causas principales: el consumo de combustibles fósiles y el cambio de uso del suelo (Houghton *et al.*, 1983; IGBP, 1998; IPCC, 2013). El cambio del uso del suelo en las últimas décadas ha causado una liberación significativa de CO₂ a la atmósfera, debido a prácticas como la deforestación, la conversión de áreas forestales a agrícolas, quemas y laboreo excesivo (Houghton *et al.*, 1983).

Dentro de las estrategias para paliar estas emisiones está el secuestro del carbono en la vegetación y la materia orgánica de los suelos (Schlesinger y Andrews, 2000). En la biosfera terrestre, el suelo juega un papel fundamental en reducir los gases atmosféricos de efecto invernadero al actuar como sumidero de carbono (IGBP, 1998). Estos sistemas terrestres deben ser manejados de manera que permitan incrementar la fijación y disminuir las emisiones (IGBP, 1998), mediante la implementación de prácticas agrícolas que fomenten la conservación y secuestro del carbono en la materia orgánica del suelo (Smith *et al.*, 1993; Rochette y Gregorich, 1998; Lal, 2004; Morari *et al.*, 2006). La materia orgánica del suelo es el principal reservorio de carbono del ecosistema y se estima que éste posee el doble de concentración del que hay en la atmósfera (Raich y Potter, 1995; Trumbore, 2000).

En el balance de carbono, las entradas al suelo provienen principalmente de los restos de plantas (incluyendo el sistema radicular) y materiales orgánicos adicionados, mientras que las salidas del sistema son debidas a la respiración, remoción de plantas, quemas y erosión. Por tanto, las prácticas de manejo agronómico deben estar dirigidas a implementar adiciones de carbono al suelo y disminuir dichas pérdidas. La ganancia en C va a depender de la cantidad y tipo de material utilizado.

La descomposición biológica de estos materiales en el suelo depende de la tasa de degradación de los compuestos carbonados que los conforman, siendo descompuestas en primer lugar las formas más sencillas, lo que provoca un aumento de la actividad microbiana, y posteriormente serán degradados los compuestos más complejos con una menor velocidad y actividad microbiana (Bernal *et al.*, 1998). Este material de difícil degradación es lo que va a permitir

la acumulación del carbono en la materia orgánica del suelo, actuando dicho proceso como sumidero de CO₂ (Brady y Weil, 2008).

Por otra parte, el carbono orgánico del suelo es el principal indicador de la calidad y sostenibilidad de los suelos, influenciando sus características físicas, químicas y biológicas (Reeves, 1997; Morari *et al.*, 2006).

La mineralización del carbono orgánico del suelo está estrechamente relacionada a la mineralización del nitrógeno orgánico (Vale, 2006). La relación C/N es comúnmente usada para predecir la mineralización potencial de los materiales orgánicos, y es también un indicativo de la calidad de la materia orgánica que se aplica, permitiendo determinar si un material orgánico posee un alto o bajo potencial de mineralización de estos elementos, de forma que una mayor relación C/N se relaciona con una menor tasa de mineralización (Azmal *et al.*, 1996; Springob y Kirchmann, 2003).

Por otro lado, la disponibilidad de carbono es necesaria como fuente de energía para los microorganismos heterótrofos del suelo (McGill y Cole, 1981; Miyittah y Inubushi, 2003; Martín *et al.*, 2012), y la cantidad de CO₂ que se produce tras la adición de un sustrato al suelo, indica la capacidad de mineralizar de la microflora de dicho suelo (Bradley y Fyles, 1995; Miyittah y Inubushi, 2003). La temperatura óptima para la mineralización del carbono es entre 25 y 45°C (Roper, 1985)

Así mismo, la tasa de emisión de CO₂ es un indicador de la calidad de la materia orgánica (Miyittah y Inubushi, 2003; Morari *et al.*, 2006). La cantidad de CO₂ desprendido en la descomposición de los restos orgánicos depende del material usado (restos de plantas, estiércol de animales, lodos residuales) (Ajwa y Tabatabai, 1994). La degradación de materiales que contienen un alto porcentaje de carbono orgánico soluble (aminoácidos, carbohidratos) supone una liberación de CO₂ inmediatamente después de su adición al suelo (Marstorp, 1996), siendo la fracción lábil de los compuestos orgánicos la que en gran medida contribuye a las emisiones de CO₂ y al calentamiento global debido a la mineralización de este carbono (Zhang *et al.*, 2007).

El carbono orgánico del suelo tiene un rol estratégico en reducir las concentraciones de CO₂ atmosférico, bien sea por el secuestro del carbono por el suelo o al reducir las pérdidas de este a la atmósfera (Morari *et al.*, 2006). Dentro

de las estrategias para el secuestro del carbono por el suelo están la aplicación de enmiendas orgánicas como estiércoles, restos de cosecha y compost, entre otros (Lal, 2004; Morari *et al.*, 2006). La respiración del suelo es el segundo mayor flujo de CO₂ en el ciclo global del carbono después de la fotosíntesis, y un pequeño cambio en la respiración del suelo podría incrementar significativamente las emisiones de CO₂ con un importante efecto sobre la temperatura del planeta (Schlesinger y Andrews, 2000; Trumbore, 2006; Davidson *et al.*, 2006; Luo y Zhou, 2006; Abou *et al.*, 2011).

1.2.2 Respiración del suelo

La respiración del suelo es la emisión de CO₂ debida a la actividad microbiana y la respiración de las raíces de las plantas (Luo y Zhou, 2006; Raich y Potter, 1995). Está estrechamente asociada con los procesos de descomposición (mineralización), jugando un papel importante en la regulación de la concentración de CO₂ atmosférico (Luo y Zhou, 2006). La adición de enmiendas orgánicas al suelo estimula la actividad microbiana, la cual se refleja en un incremento en las emisiones de CO₂ (Brady y Weil, 2008).

Las raíces pueden llegar a ser responsables de hasta una tercera parte de la respiración del suelo. Además, el denso sistema de raíces es la principal fuente de materia orgánica adicionada a los suelos. En áreas forestales o en praderas entre el 40-70% de la producción total de biomasa se encuentra en las raíces, y en suelos arables la masa de raíces que permanece después de la cosecha supone entre el 15-40% de la parte aérea del cultivo (Brady y Weil, 2008). La respiración radicular consume entre un 10-50% del carbono asimilado por la fotosíntesis (Lambers *et al.*, 2000), dependiendo de la especie y las condiciones ambientales (Luo y Zhou, 2006).

La tasa de producción de CO₂ debida a la descomposición está influenciada tanto por los factores edáficos que controlan la actividad microbiana, temperatura, humedad, oxígeno, contenido de nitrógeno, textura y pH del suelo, como por las características propias del sustrato, cantidad, calidad y su relación C/N (Linn y Doran, 1984; Luo y Zhou, 2006; Trumbore, 2006).

El CO₂ producido en la respiración radicular y la de los microorganismos se mueve a través del perfil del suelo desde el sitio donde se produce hacia la

superficie, por difusión y flujo de masa, estando el flujo determinado por el gradiente de concentración a lo largo del perfil del suelo, por la turbulencia del aire en la interfase suelo-atmósfera y por factores edáficos como la textura y porosidad del suelo, el contenido de humedad, la temperatura y la infiltración (Luo y Zhou, 2006).

1.3 MÉTODOS PARA LA DETERMINACIÓN DE LA MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO

Siendo la mineralización del nitrógeno uno de los componentes importantes a considerar en la planificación de la fertilización nitrogenada, es necesario conocer cuanto N se mineraliza y en que momento se produce. Existen diferentes metodologías tanto directas como indirectas, para evaluar la mineralización neta de nitrógeno bajo condiciones de campo:

Los métodos indirectos comúnmente utilizados para determinar el nitrógeno disponible para los cultivos son:

- 1) Método de equivalencia de fertilizante
- 2) Medida de nitrógeno recuperado por la planta

Y dentro de los métodos directos, consistentes en medidas en suelo, están:

- 3) Técnica de incubación:
 - a) con resinas
 - b) con muestras de suelo
 - i) alteradas o sin alterar contenidas en bolsas plásticas
 - ii) confinadas
 - iii) con adición de inhibidores de desnitrificación
- 4) Balance convencional de nitrógeno
- 5) Mediante el uso de modelos de simulación

En el método de equivalencia de fertilizante, usado para evaluar la disponibilidad del nitrógeno por la planta, el valor fertilizante nitrogenado del abono orgánico se determina mediante la comparación de la respuesta del cultivo

fertilizado con nitrógeno mineral, y el fertilizado con estiércol (Motavalli *et al.*, 1989; Muñoz *et al.*, 2004; Schroder, 2005; Muñoz *et al.*, 2008; Delin, 2011).

En la medida de nitrógeno recuperado por la planta, se asume que el nitrógeno disponible es la cantidad de nitrógeno aplicado y que puede ser absorbido por la planta (Muñoz *et al.*, 2004).

El método de captura del nitrógeno mineral mediante resinas de intercambio iónico es quizá el más comúnmente utilizado, consiste en colocar tubos de PVC con resinas de intercambio iónico al final del mismo, que permiten recolectar el nitrógeno que se mueve a través del suelo. Este método tiene la ventaja de que pueden ser colocadas en campo por largos períodos, pero es muy dependiente del transporte por percolación del agua y no permite evaluar los efectos de la labranza, los contenidos de humedad y la influencia de la rizosfera sobre las tasas de mineralización (Binkley, 1989; Kolberg *et al.*, 1997). Además, no tiene en cuenta las pérdidas de mineralización por desnitrificación y bajo ciertas condiciones se podría estar sobreestimando la mineralización del nitrógeno (Bhogal *et al.*, 1999).

La incubación de muestras de suelo contenidas en bolsas de polietileno, tienen el inconveniente que mantienen una mayor humedad y temperatura que la existente en condiciones ambientales (Eno, 1960; Westermann y Crothers, 1980; Raison *et al.*, 1987), lo que puede incrementar significativamente la mineralización de nitrógeno (Sahrawat, 1980), con lo cual sólo se puede estimar la mineralización potencial pero no pueden ser utilizados para estimar las tasas anuales in situ (Fornara *et al.*, 2009). También hay evidencias de que la acumulación de amonio dentro de las bolsas enterradas puede alterar otros procesos de transformación del nitrógeno tales como la nitrificación (Raison *et al.*, 1987).

Por otra parte, se han desarrollado incubaciones en contenedores sellados de muestras de suelo intacto bajo condiciones de campo al que se les adiciona acetileno para inhibir la nitrificación y de esta manera reducir el potencial de desnitrificación, pero con el inconveniente de que los valores de mineralización suelen ser más altos que los otros (Hatch *et al.*, 1990).

El balance de nitrógeno consiste en realizar medidas de las entradas y salidas del nitrógeno del sistema, así como de la variación producida en el suelo,

lo que supone una labor intensiva y sólo da una medida retrospectiva de la mineralización. Este método tiene varios inconvenientes, el primero es que para la determinación del N mineral se debe realizar un muestreo periódico de suelo con el inconveniente de la variabilidad espacial, el cual puede ser superado tomando una gran cantidad de muestras de suelo. El segundo inconveniente es la cuantificación de las pérdidas de nitrógeno como la lixiviación de nitrato (Bhogal *et al.*, 1999; Hatch *et al.*, 2000) o las pérdidas gaseosas.

Aproximaciones realizadas con el uso de modelos de simulación, presentan el inconveniente que las constantes de mineralización que se emplean en estos modelos, son obtenidas bajo condiciones controladas durante un período específico de tiempo, obviando los efectos de la variación de la temperatura y humedad sobre la mineralización, además de que estas incubaciones se realizan con suelos alterados y no contabilizan los aportes en las diferentes estaciones del año (Macduff y White, 1985; Raison *et al.*, 1987; Beauchamp y Paul, 1989; Chambers *et al.*, 1999). Sin embargo, el avance reciente en el desarrollo de diferentes modelos de simulación que abordan la dinámica del nitrógeno en el suelo, ha abierto un nuevo horizonte en el uso de estos modelos como herramientas para predecir los diferentes procesos en los que interviene el N en el suelo, entre ellos la mineralización.

El balance de nitrógeno fue el método escogido en la presente Tesis para determinar la mineralización en condiciones de campo, debido a que los experimentos se realizaron en parcelas comerciales y este método no invasivo permite a los agricultores la realización normal de las labores de campo y, por considerar que esta metodología es más consistente a pesar de la variabilidad espacial que pueda tener el suelo, así como también, permite estudiar otros aspectos del ciclo de gran importancia en la zona como la lixiviación de nitrato y la variación temporal del nitrógeno mineral en el suelo.

1.4 DINÁMICA DE LA MINERALIZACIÓN. MODELOS UTILIZADOS

El principal propósito de modelizar el proceso de la mineralización es obtener datos cuantitativos que permitan conocer la cantidad de nitrógeno mineral que se produce tras la incorporación de un compuesto orgánico, y facilitar así las recomendaciones sobre aportes de nitrógeno al suelo. Los modelos empíricos son ecuaciones matemáticas que pueden ser ajustadas a resultados experimentales. El objetivo del uso de estos modelos es evaluar o predecir fenómenos observados o datos experimentales con el objetivo de ayudar a desarrollar prácticas de manejo del suelo adecuadas (Camargo *et al.*, 2002).

El ajuste de ecuaciones cinéticas (evolución de un proceso en función del tiempo) a datos de mineralización permite la estimación de la cantidad de sustrato potencialmente mineralizable y la tasa de mineralización (constante cinética), además de probar las hipótesis concernientes a los mecanismos involucrados (Saviozzi *et al.*, 1997; Bernal *et al.*, 1998; Martín *et al.*, 2012). Estos modelos se desarrollan a fin ajustar los datos de nitrógeno o carbono acumulado en el tiempo, procedentes de ensayos de incubación.

Se han utilizado diversos modelos de cinéticas para describir la descomposición de los residuos orgánicos, dependiendo de si se consideran una o dos fracciones de nitrógeno o carbono orgánico, y de si la velocidad del proceso es o no independiente de la cantidad inicial de sustrato (carbono o nitrógeno, en este caso) que puede ser mineralizado. Entre estos modelos están:

1. Modelo de cinética de primer orden o exponencial simple (Stanford y Smith, 1972):

$$C_t = C_0 (1 - e^{-kt}) \quad [\text{Ec 1.1}]$$

donde C_t es la cantidad de nitrógeno o carbono (según el caso) total, C_0 es la cantidad potencialmente mineralizable, k es la velocidad de mineralización y t el tiempo.

2. Modelo doble, con dos “pools” o reservorios mineralizables (Molina *et al.*, 1980):

$$C_t = C_0 (1 - e^{-kt}) + C_1 (1 - e^{-k_1 t}) \quad [\text{Ec 1.2}]$$

siendo C_1 y C_2 la cantidad potencialmente mineralizable de cada compartimento, y k_1 y k_2 la tasa de mineralización en cada una de ellos.

3. Modelo híbrido (con cinética de 1^{er} orden y de orden cero) (Bonde y Rosswall, 1987):

$$C_t = C_0 (1 - e^{-kt}) + k_2 t \quad [\text{Ec 1.3}]$$

4. Modelo hiperbólico (Juma *et al.*, 1984):

$$C_t = C_0 t / (T + t) \quad [\text{Ec 1.4}]$$

5. Cinética de primer orden especial (Jones, 1984):

$$C_t = C_0 (1 - e^{-kt}) + C1 \quad [\text{Ec 1.5}]$$

6. Parabólico (Broadbent, 1986):

$$C_t = At^b \quad [\text{Ec 1.6}]$$

7. Cinética de orden cero:

$$C_t = C_0 - kt \quad [\text{Ec 1.7}]$$

El modelo de primer orden, desarrollado por Stanford y Smith (1972), fue usado para describir el nitrógeno mineral acumulado en función del tiempo. En él se representa el nitrógeno potencialmente mineralizable como el nitrógeno fácilmente degradable a una tasa de mineralización constante independientemente del tipo de suelo o de las prácticas de manejo. Este modelo es uno de los más usados debido a su gran versatilidad (Murwira *et al.*, 1990; Ajwa y Tabatabai, 1994).

El segundo modelo fue propuesto por Molina *et al.* (1980), considera dos componentes, correspondientes a dos grupos de nitrógeno orgánico con diferentes grados de estabilidad, uno más lábil y el otro más resistente, descomponiéndose independientemente y simultáneamente con sus correspondientes tasas. Este modelo también ha sido empleado por Richter *et al.* (1980); Hadas *et al.* (1983) y Boyle y Paul (1989).

Bonde y Rosswall (1987), modificaron el modelo doble reemplazando una de las dos cinéticas de primer orden (la que se asume como fracción más resistente) por una constante multiplicada por el tiempo, proponiendo así un modelo mixto constituido por una cinética de primer orden y otra de orden cero. Consideraron este modelo más adecuado para incubaciones con periodos largos, casos en el que el período de incubación establecido es pequeño en comparación con la vida media de la fracción resistente, de forma que la mineralización de esta última fracción se parece más a un proceso lineal en lugar de declinar gradualmente.

El modelo hiperbólico propuesto por Juma *et al.* (1984), adiciona el término T como el tiempo requerido para mineralizar la mitad de la cantidad de nitrógeno potencialmente mineralizable.

El modelo de la descomposición de materiales orgánicos propuesto por Jones (1984), adiciona a una cinética de primer orden un parámetro C_1 para describir una mineralización rápida en los primeros instantes de la incubación procedente del sustrato fácilmente degradable. Corbet (1934), observó que la mineralización de carbono del suelo, se ajustaba mejor a una expresión parabólica, donde C representaba la pérdida de carbono y, A y b eran constantes. Posteriormente Broadbent y Nakashima (1968) y Broadbent (1986), encontraron que dicha cinética se ajustaba bien a la mineralización de nitrógeno medida durante un periodo de 2 años.

Existen otros modelos como el propuesto por Díaz-Fierros *et al.* (1988), que habla de un retraso en la mineralización o una combinación de diferentes ecuaciones cinéticas (Bernal y Kirchmann, 1992).

Todos estos modelos matemáticos sobre la producción de nitrógeno pueden proporcionar índices útiles y permitir evaluar las hipótesis concernientes a los mecanismos involucrados en la mineralización. Sin embargo, diferentes trabajos indican que el ajuste de los diferentes modelos depende de la duración del periodo de incubación. Así, Dou *et al.* (1996), trabajando con los modelos simple, doble, especial e hiperbólico concluyeron que para incubaciones largas (30 semanas) los modelos doble y especial se ajustan bien, mientras que para incubaciones intermedias (15 semanas) los cuatro modelos tenían la misma bondad de ajuste. En los estudios de Saviozzi *et al.* (1997), se establece que para

incubaciones cortas (21 días) el modelo que mejor se ajusta es la cinética de primer orden, para incubaciones intermedias el modelo híbrido y para incubaciones largas (200 días) el modelo con mejor ajuste es el modelo doble.

La información proporcionada por estos modelos permite evaluar la capacidad que tiene el suelo para proporcionar nitrógeno a las plantas, y podrían ser utilizados para valorar la disponibilidad de N bajo diferentes estrategias de manejo o con diferentes características de suelo. En este sentido es importante conocer los dos factores que determinan dicha disponibilidad: el N potencialmente mineralizable (máxima cantidad de N inorgánico que podría formarse), que depende fundamentalmente de la relación C/N y del tipo de material orgánico, y la tasa de mineralización que depende de las condiciones ambientales (temperatura y humedad, fundamentalmente), del tipo de suelo y de la calidad de la materia orgánica presente o añadida.

El problema de la modelización de la mineralización, deriva no sólo de la necesidad de conocer esos factores de los que depende el proceso, sino también de la coexistencia de diferentes fuentes de materia orgánica en el suelo (humus, restos vegetales, enmiendas orgánicas), que implican transferencias entre los distintos compartimentos y que dificultan la adopción de un modelo general. La estimación de los parámetros de mineralización a partir de experimentos de campo resulta complicada por la elevada variabilidad espacial del nitrógeno en el suelo, pero los experimentos con incubaciones de laboratorio proporcionan la posibilidad de controlar las condiciones ambientales y pueden ser válidos para comprender la cinética de mineralización no sólo de la materia orgánica del suelo, sino la de materiales añadidos al suelo (Barral *et al.*, 2009).

Capítulo 2

Objetivos

Capítulo 2

2. OBJETIVOS

El objetivo general de la Tesis es aportar información que permita un abonado nitrogenado más racional del cultivo de la coliflor en la Huerta de Valencia. Para ello se estudiarán:

1. La cantidad de nitrógeno mineralizado procedente de la mineralización de la gallinaza aplicada al suelo y su cinética de mineralización.
2. La contribución de la mineralización de la materia orgánica del suelo al suministro nitrogenado en el cultivo de coliflor
3. El aporte de N al suelo por la descomposición de los restos de cosecha del cultivo de coliflor y la cinética de su mineralización.
4. La aplicación del modelo de simulación EU-Rotate_N para predecir la dinámica del N en el sistema suelo-planta.

Capítulo 3

Cronograma y descripción de las parcelas experimentales

Capítulo 3

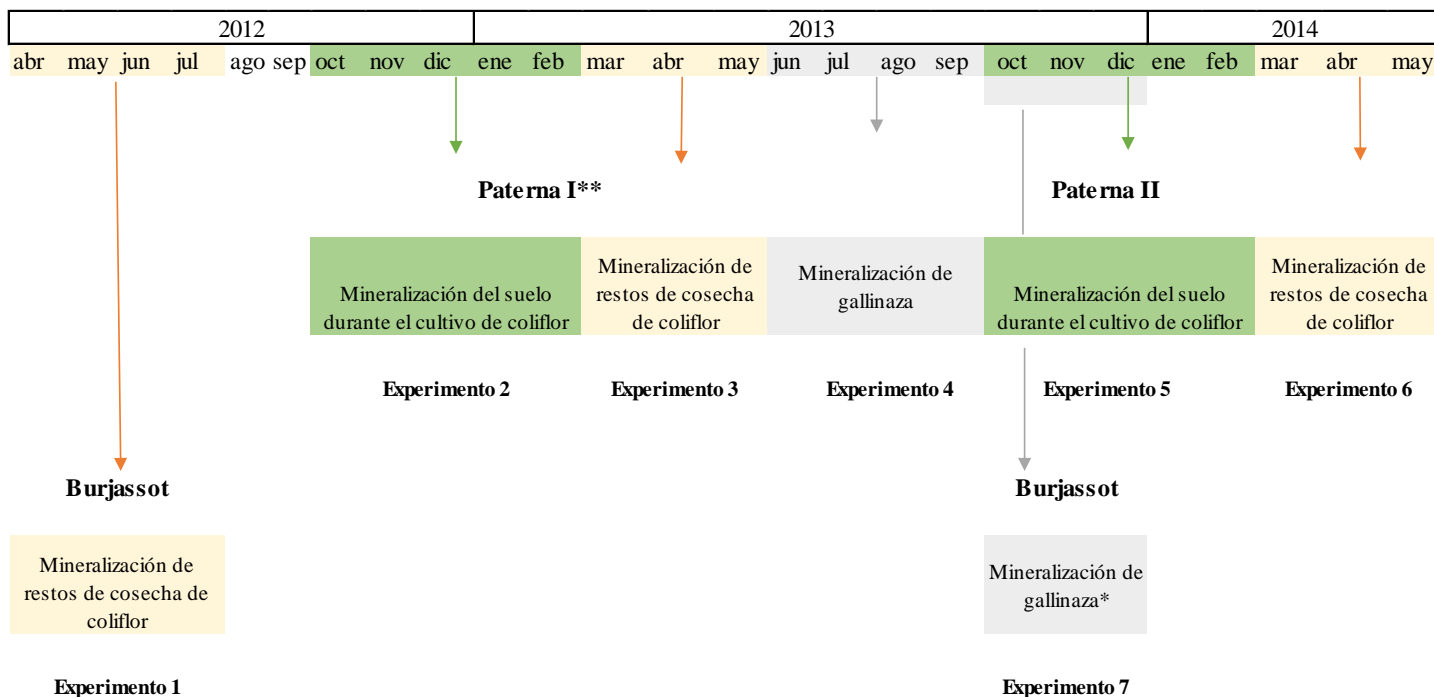
3. CRONOGRAMA Y DESCRIPCIÓN DE LAS PARCELAS EXPERIMENTALES

3.1 CRONOGRAMA DE LOS EXPERIMENTOS

Entre los años 2012-2014 se realizaron 7 experimentos de campo a fin de cubrir los tres primeros objetivos específicos mencionados en el apartado anterior, es decir, determinar la mineralización de la gallinaza, el efecto residual de la misma durante el cultivo de la coliflor y la mineralización de los restos de cosecha, para lo cual se realizaron ensayos antes, durante y después del cultivo de la coliflor.

Paralelamente a los ensayos de campo se realizaron experimentos en laboratorio, consistentes en incubaciones de muestras de suelo (recolectadas de los respectivos tratamientos), en condiciones controladas de temperatura y humedad durante un periodo máximo de seis meses, a fin de determinar la mineralización de nitrógeno y carbono bajo dichas condiciones.

En la figura 3.1.1 se observan los experimentos por orden cronológico, pero la exposición de los resultados se hará en orden a los objetivos específicos, es decir, primero se enunciarán los experimentos de mineralización de la gallinaza, posteriormente los experimentos de mineralización del suelo durante el cultivo de la coliflor y finalmente los experimentos de mineralización de los restos de cosecha de la coliflor.



* Este ensayo de mineralización de la gallinaza, se realizó durante oct-dic 2013 en la parcela de Burjassot, aproximadamente un año después del cultivo de coliflor y después de un cultivo de calabaza. ** Se aplicó gallinaza a toda la parcela, pero no se estableció ensayo de mineralización de esta gallinaza.

Figura 3.1.1. Cronograma de los experimentos en campo

En el siguiente esquema, se describen brevemente la estructura de los diferentes ensayos:

Ensayos de mineralización de gallinaza:

1. En condiciones de campo:
 - a. Parcela Paterna II, factores: 1) con y sin gallinaza.....**Experimento 4**
 - b. Parcela Burjassot, factores: 1) con y sin gallinaza.....**Experimento 7**

2. En condiciones controladas:
 - a. Suelo Paterna II, factores: 1) con y sin gallinaza, 2) profundidad 0-15 cm y 15-30 cm (el tratamiento con gallinaza sólo tiene profundidad de 0-15 cm), 3) humedad (capacidad de campo), 4) temperatura (25°C y 35°C).....**Experimento 4**
 - b. Suelo Burjassot, factores: 1) con y sin gallinaza, 2) profundidad 0-15 cm y 15-30 cm (el tratamiento con gallinaza sólo tiene profundidad de 0-15 cm), 3) humedad (capacidad de campo), 4) temperatura (15°C y 25°C).....**Experimento 7**

Ensayos de mineralización del suelo y de la gallinaza durante el cultivo de coliflor:

1. En condiciones de campo:
 - a. Parcela Paterna I, factores: 1) con gallinaza, 2) con y sin plantas.....**Experimento 2**
 - b. Parcela Paterna II, factores: 1) con y sin gallinaza, 2) con y sin plantas.....**Experimento 5**

2. En condiciones controladas:
 - a. Suelo Paterna I, factores: 1) con gallinaza, 2) profundidad 0-15 cm y 15-30 cm, 3) humedad (capacidad de campo), 4) temperatura (15°C y 25°C).....**Experimento 2**
 - b. Suelo Paterna II, factores: 1) con y sin gallinaza, 2) profundidad 0-15 cm y 15-30 cm, 3) humedad (capacidad de campo), 4) temperatura (15°C y 25°C).....**Experimento 5**

Ensayos de mineralización de los restos de cosecha de la coliflor:

1. En condiciones de campo:
 - a. Parcela Burjassot, factores: 1) con gallinaza, 2) con y sin fertilizante químico (aplicado durante el cultivo), 3) con y sin restos de cosecha.....**Experimento 1**
 - b. Parcela Paterna I, factores: 1) con gallinaza, 2) con y sin restos de cosecha.....**Experimento 3**
 - c. Parcela Paterna II, factores: 1) con y sin gallinaza, 2) con y sin restos de cosecha.....**Experimento 6**

2. En condiciones controladas:
 - a. Suelo Burjassot, factores: 1) con gallinaza, 2) con y sin fertilizante químico (aplicado durante el cultivo), 3) con y sin restos y, suelo tamizado, 4) profundidad 0-15 cm y 15-30 cm, 5) humedad (capacidad de campo), 6) temperatura (25°C).....**Experimento 1**
 - b. Suelo Paterna I, factores: 1) con gallinaza, 2) bloques (2 con restos y 2 sin restos), 3) profundidad 0-15 cm y 15-30 cm, 4) humedad (capacidad de campo), 5) temperatura (25°C).....**Experimento 3**
 - c. Suelo Paterna II, factores: 1) con y sin gallinaza, 2) con y sin restos, 3) profundidad 0-15 cm y 15-30 cm, 4) humedad (capacidad de campo), 5) temperatura (25°C).....**Experimento 6**

3.2 DESCRIPCIÓN DE LAS PARCELAS EXPERIMENTALES

Los experimentos realizados en campo se llevaron a cabo en parcelas comerciales de la huerta valenciana en las localidades de Burjassot y Paterna, en donde sólo se intervino en el establecimiento de las subparcelas experimentales y los tratamientos de abonado, siendo el resto de las actividades (riegos, labores mecanizadas, actividades fitosanitarias) planificadas por el agricultor propietario de dichas parcelas. La selección de las parcelas se realizó por recomendación de un técnico de una cooperativa de L'Horta Nord, ya que era importante que el agricultor fuera un buen colaborador para este tipo de experimentos, y que el

cultivo se hiciera siguiendo las prácticas habituales para que los resultados pudieran ser aplicables a otras parcelas y agricultores de la zona.

3.2.1 Parcela Burjassot

Situada en el término municipal de Burjassot (coordenadas 39°30'25" N y 0°24'7" W), a 28 m s.n.m. con una superficie de 2794 m². El suelo de esta parcela se caracteriza por ser aluvial de textura franca, alcalino, profundo y con ausencia de pedregosidad. La caracterización físico-química del perfil de suelo en la zona experimental se presenta en la tabla 3.2.1.

Tabla 3.2.1. Caracterización del suelo de la parcela experimental Burjassot

Prof	Ar	L	A	Textura	C oxid	MO	N total	pH	Da
cm	%	%	%		%	%	%		g cm ⁻³
0-30	21	28	51	F.A arcilloso	1,03	1,77	0,13	8,1	1,60
30-60	30	34	36	F arcilloso	0,87	1,50	0,10	8,3	1,63
60-90	40	42	18	F. Ar limoso	0,61	1,06	-	8,3	1,71

Ar: arcilla, L: limo, A: arena, MO: materia orgánica, Da: densidad aparente

La caracterización hidráulica del suelo de la parcela se recoge en la tabla 3.2.2, donde se muestra la humedad volumétrica a diferentes potenciales matriciales: a saturación (0 kPa), punto de marchitez permanente (-1500 kPa) y cercana a capacidad de campo. La humedad volumétrica del suelo a los potenciales matriciales -10 kPa, -20 kPa y -30 kPa se obtuvieron a partir de muestras inalteradas colocadas en placas de cerámica (Richards, 1947). El punto de marchitez permanente (-1500 kPa) se obtuvo según las ecuaciones de Saxton *et al.* (1986).

Tabla 3.2.2. Contenido volumétrico de humedad a diferentes potenciales matriciales. Burjassot

Prof	0 kPa	-10 kPa	-20 kPa	-30 kPa	-1500 kPa(S)
cm	cm ³ cm ⁻³	cm ³ cm ⁻³	cm ³ cm ⁻³	cm ³ cm ⁻³	cm ³ cm ⁻³
0-30	0,403	0,268	0,228	0,181	0,137
30-60	0,417	0,342	0,312	0,271	0,188
60-90	0,474	0,374	0,334	0,272	0,237

(S) Saxton

Los datos climáticos se tomaron de la estación meteorológica del servicio de riegos del IVIA ubicado en Moncada, que se encuentra a unos 7 km de la parcela. La precipitación anual en los años 2012 y 2013 fue de 244 mm y 266 mm, respectivamente. En la tabla 3.2.3 se muestran los principales datos climáticos para los meses de abril-julio de 2012 y octubre-diciembre 2013, durante los cuales se desarrollaron los ensayos.

Tabla 3.2.3. Datos climáticos de Burjassot

Año	Mes	T med	T max	T min	HR med	HR max	HR min	Lluvia	ETo	
		°C	°C	°C	%	%	%	mm	mm	
2012	Abril	15,2	22,1	8,1	63,6	92,1	33,1	35,8	123,2	
	Mayo	19,6	26,0	12,2	62,5	90,4	35,6	1,7	156,1	
	Junio	23,6	29,8	16,4	68,6	94,4	41,2	4,9	165,9	
	Julio	25,0	30,3	19,0	71,2	94,1	46,8	0,0	167,5	
	media	20,9	27,1	13,9	66,5	92,8	39,2	Total	42,4	612,7
2013	Octubre	20,5	27,8	14,5	68,1	91,8	36,9	10,8	80,4	
	Noviembre	13,8	21,0	7,1	52,6	80,0	28,2	1,9	74,3	
	Diciembre	9,8	17,4	3,7	66,3	89,1	35,8	7,0	43,9	
	media	14,7	22,1	8,4	62,3	87,0	33,6	Total	19,7	198,6

T: Temperatura; HR: humedad relativa; ETo: evapotranspiración potencial

3.2.2 Parcela Paterna I

Situada en el término municipal de Paterna (39°29'32''N, 00°26'21''W), tiene una superficie de 2414 m². El suelo es aluvial de textura franco arcillosa, profundo y sin piedras. Algunas de las propiedades físicas y químicas del suelo de la parcela se presentan en la tabla 3.2.4. La retención de humedad a diferentes potenciales matriciales del suelo, se observan en la tabla 3.2.5.

Tabla 3.2.4. Caracterización del suelo de la parcela experimental. Paterna I

Prof cm	Ar %	L %	A %	Textura	C oxid %	MO %	N total %	pH	Da g cm ⁻³
0-30	29	43	27	F. arcillosa	2,03	3,50	0,18	7,7	1,29
30-60	40	42	18	Ar. limosa	0,93	1,60	0,09	8,0	1,60
60-90	41	41	18	Ar. limosa	0,87	1,50	0,07	8,0	1,72

Tabla 3.2.5. Contenido volumétrico de humedad a diferentes potenciales matriciales. Paterna I

Prof cm	0 kPa cm ³ cm ⁻³	-10 kPa cm ³ cm ⁻³	-20 kPa cm ³ cm ⁻³	-30 kPa cm ³ cm ⁻³
0-30	0,524	0,412	0,307	0,265
30-60	0,417	0,359	0,293	0,268
60-90	0,446	0,391	0,336	0,293

Con respecto a los datos climáticos, para las parcelas de Paterna (I y II) la precipitación se tomó de la estación meteorológica “Repartiment” dependiente de la Confederación Hidrográfica del Júcar, por tener una ubicación más próxima a las parcelas; los demás registros (temperatura, humedad relativa y evaporación potencial) se obtuvieron de la estación meteorológica Manises dependiente de la Agencia Estatal de Meteorológica AEMET (figuras 3.2.1 y 3.2.2). La precipitación anual fue de 465 mm en el 2012, 271 mm en el 2013 y 64 mm durante el periodo enero-mayo 2014.

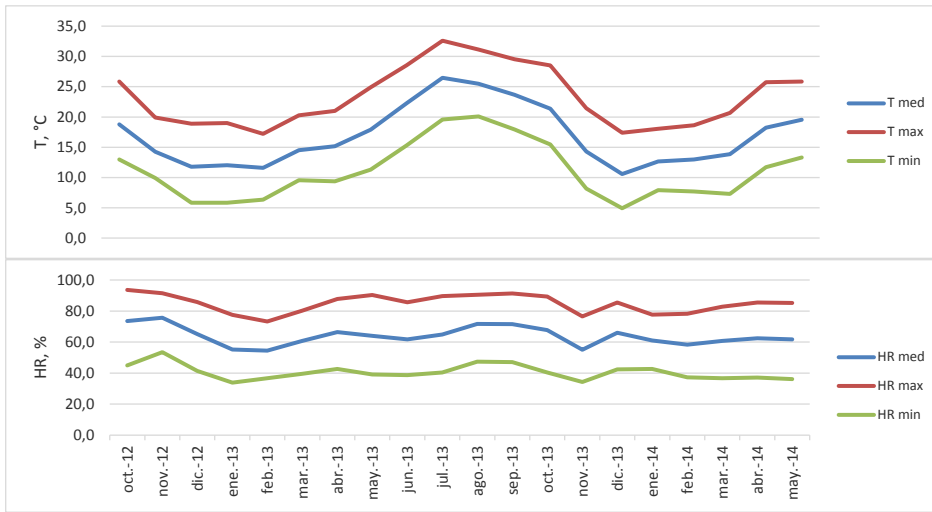


Figura 3.2.1. Temperatura y humedad relativa en la proximidad de las parcelas Paterna I y II. Período: octubre 2012-mayo 2014

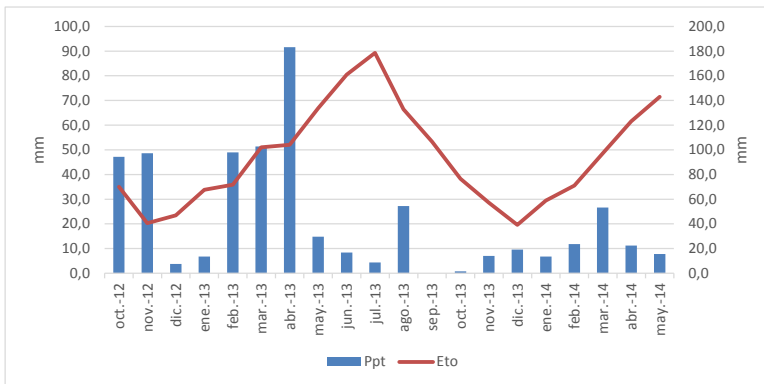


Figura 3.2.2. Precipitación (izquierda) y evaporación potencial mensual (derecha) en la proximidad de las parcelas de Paterna I y II. Período octubre 2012-mayo 2014

3.2.3 Parcela Paterna II

Esta parcela también está situada en el término municipal de Paterna y las coordenadas de la parcela son 39°29' N, 0°26' W, con una altitud de 19 m sobre el nivel del mar. La parcela comercial tenía una superficie de 91 x 40 m (3640 m²), y para el ensayo se utilizó una superficie de 42.5 m x 40 m (1700 m²). El suelo es aluvial de textura franco arcillosa, profundo y sin piedras, y la caracterización del perfil de Paterna II se presenta en las tablas 3.2.6 (propiedades fisicoquímicas) y 3.2.7 (curva característica del suelo), y los datos climáticos como en Paterna I.

Tabla 3.2.6. Caracterización del suelo de la parcela experimental de Paterna II

Prof cm	Ar %	L %	A %	Textura	C oxid %	MO %	N total %	pH	Da g cm ⁻³
0-30	31	38	31	F. arcillosa	0,97	1,67	0,13	7,9	1,52
30-60	41	42	17	Ar. limosa	0,54	0,94	0,10	8,0	1,62
60-90	34	43	23	Ar. limosa	0,35	0,61	-	8,1	1,77

Tabla 3.2.7. Contenido volumétrico de humedad a diferentes potenciales matriciales. Paterna II

Prof cm	0 kPa cm ³ cm ⁻³	-10 kPa cm ³ cm ⁻³	-20 kPa cm ³ cm ⁻³	-30 kPa cm ³ cm ⁻³
0-30	0,406	0,325	0,299	0,288
30-60	0,437	0,374	0,355	0,345
60-90	0,423	0,360	0,341	0,332

Capítulo 4

Mineralización de la gallinaza

Capítulo 4

4. MINERALIZACIÓN DE LA GALLINAZA

4.1 INTRODUCCIÓN

La aplicación de materiales orgánicos al suelo es una práctica agrícola comúnmente utilizada, no sólo como una fuente de nutrientes para las plantas, sino también para el mantenimiento de la materia orgánica y de fertilidad de los suelos agrícolas. Por otra parte, la adición al suelo de estiércoles representa en ocasiones una fácil y económica solución para la eliminación de los excedentes producidos en una explotación ganadera. Sin embargo, el manejo de materiales orgánicos requiere del conocimiento acerca de su calidad, sus efectos sobre el suelo y su tasa de descomposición, con el fin de minimizar efectos adversos y problemas ambientales (Saviozzi *et al.*, 1997).

Dentro de la normativa implantada por el Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes, se establece una diferencia entre la definición de abono orgánico y enmiendas orgánicas, empleándose el término abono orgánico a un *“producto cuya función principal es aportar nutrientes para las plantas, los cuales proceden de materiales carbonados de origen animal o vegetal”* y se incluyen en la categoría del grupo 2 del anexo I, mientras que enmienda orgánica es una *“enmienda procedente de materiales carbonados de origen vegetal o animal, utilizada fundamentalmente para mantener o aumentar el contenido en materia orgánica del suelo, mejorar sus propiedades físicas y mejorar también sus propiedades o actividad química o biológica”* incluyéndose en el grupo 6 del anexo I. Es decir, el estiércol en fresco se considera un abono orgánico (grupo 2) y cuando éste ha sido sometido a algún proceso de tratamiento o valorización (compost) se considera una enmienda orgánica (grupo 6).

Una de las características más importante de una enmienda orgánica o de un abono orgánico es su tasa de mineralización, ya que permite conocer la cantidad mineralizada en el tiempo, que es indispensable a la hora de desarrollar recomendaciones eficientes de fertilización de un cultivo. La tasa de mineralización del carbono y nitrógeno en el suelo depende de las propiedades de los materiales en descomposición, de su relación C/N y las propiedades del suelo (Saviozzi *et al.*, 1993; Miyittah y Inubushi, 2003; Hadas y Portnoy, 1994).

En el caso de la aplicación de abonos orgánicos al suelo antes del inicio del cultivo, como frecuentemente ocurre en las rotaciones hortícolas de la zona de Valencia, en forma de gallinaza, es especialmente importante considerar dicha mineralización, dadas las elevadas cantidades que se suelen aportar y que pueden suponer un aporte extra de N mineral durante el cultivo. Este aporte hay que contabilizarlo a la hora de la fertilización para evitar gastos innecesarios y niveles altos de N en el suelo que podrían provocar un excesivo crecimiento vegetativo y una acumulación de nitrógeno en la planta que podría afectar a la producción y a su calidad (Thorup-Kristensen y Van Den Boogaard, 1998; Thompson *et al.*, 2000a), así como un riesgo ambiental por su contribución a la lixiviación de nitrato (De Neve y Hofman, 1998; Thompson *et al.*, 2000b).

La gallinaza es una mezcla de estiércol de pollo o gallina y material de cama generado en la industria avícola. Este material es comúnmente utilizado en la agricultura (Gordillo y Cabrera, 1997) porque es una importante fuente de nitrógeno, fósforo y otros micronutrientes y actúa como un mejorador de la fertilidad física y biológica de los suelos (Bolan *et al.*, 2010). Dentro de los estiércoles, la gallinaza es el de mayor valor fertilizante en nitrógeno, por su alto contenido en urea que es rápidamente convertida a amonio. En la gallinaza cerca del 60% del nitrógeno total está en forma de ácido úrico (Delin, 2011). Es utilizada en suelos agrícolas como una fuente de nutrientes y enmienda al suelo, pero debido a las malas prácticas agrícolas y a un desconocimiento de su adecuado uso se puede generar un riesgo de contaminación ambiental (Bolan *et al.*, 2010).

El Reglamento CE 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, y el Reglamento UE 142/2011 de la Comisión, por el que se constituye el marco legal comunitario aplicable a la gestión de los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano (SANDACH), con el fin de que no

se generen riesgos para la salud humana, la sanidad animal o el medio ambiente y especialmente para garantizar la seguridad de la cadena alimentaria humana y animal, incluyen los estiércoles como material de la categoría 2 (artículo 9) y dispone que éstos se puedan aplicar al suelo sin procesamiento previo si la autoridad competente considera que no presentan ningún riesgo de propagación de ninguna enfermedad transmisible grave (artículo 13). Este reglamento se transpuso a la legislación española con el Real Decreto 1528/2012 por el que se reguló la utilización de estiércoles y residuos agrarios como fertilizantes agrícolas, facultando como autoridad competente a las comunidades autónomas para garantizar el cumplimiento de los requisitos de este Real Decreto y la normativa de la Unión Europea.

En la Comunidad Valenciana la Ley 10/2000 de Residuos y el Decreto 81/2013 que la regula, dictamina en su artículo 3.2.C que los estiércoles no necesitan legislación para ser aplicados al suelo excepto lo dispuesto por la normativa de contaminación por nitratos, la cual establece con la Orden 7/2010 del Código de Buenas Prácticas Agrícolas y con la Orden 10/2010 del Plan de Actuación, una limitación de la cantidad aplicada a un máximo de $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, un periodo de prohibición durante los meses de octubre a febrero y una restricción para que las aplicaciones no se puedan efectuar a distancias menores de 200 metros de manantiales de agua potable y a menos de 50 metros de corrientes naturales de agua y conducciones o depósitos de agua potable.

El Real Decreto 506/2013, sobre productos fertilizantes, por el que se transpuso lo dispuesto en el Reglamento (CE) 2003/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo, en el que se regula lo relativo a los abonos, fija límites de niveles máximos de contenido de metales pesados, entre otros para su uso. En su anexo IV encuadra los estiércoles dentro del grupo 2 como residuo orgánico biodegradable (categoría 02 01 06) y en su artículo 3.e excluye a los estiércoles que no hayan sufrido algún proceso de transformación en una planta técnica, de compostaje o de biogás, de regirse por dicha normativa.

La gallinaza se caracteriza por tener una importante fracción de carbono y nitrógeno lábil, que se mineraliza en los primeros días tras el aporte, y una fracción pequeña menos lábil que se descompone lentamente (Martin *et al.*, 2012). Debido a esta rápida mineralización del nitrógeno orgánico, a la gallinaza se le considera como un material orgánico con alto valor fertilizante. Por ello, es

importante conocer como se produce el proceso de mineralización una vez se incorpora al suelo y, en este sentido, los modelos que representan la cinética del proceso pueden proporcionar información al respecto.

Por tal razón se estableció como objetivos de este trabajo:

- 1) Cuantificar la cantidad de nitrógeno y carbono mineralizado procedente de la mineralización de la gallinaza aplicada al suelo.
- 2) Establecer la cinética de mineralización del nitrógeno y del carbono, tanto en los suelos abonados como los no abonados orgánicamente.

4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Los experimentos de campo realizados para el estudio de la mineralización de la gallinaza aportada al suelo como abono orgánico, se llevaron a cabo en las parcelas comerciales de Paterna II y Burjassot. En paralelo a estos ensayos de campo se realizaron en el laboratorio incubaciones en condiciones controladas de temperatura y humedad.

4.2.1 Descripción de ensayos

4.2.1.1 Ensayo de campo en la parcela Paterna II

Durante el verano de 2013 (Julio-Septiembre 2013) se realizó un ensayo con una duración de 57 días en la parcela de Paterna II. Ésta se dividió en dos subparcelas, una a la que se le aplicó gallinaza a razón de $27,6 \text{ t ha}^{-1}$ (materia fresca), lo que supuso un aporte de $659 \text{ kg N}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ y $48 \text{ kg N}_{\text{min}} \text{ ha}^{-1}$, y la otra no recibió abono orgánico. En la subparcela con gallinaza se establecieron dos bloques (I y II) de $4,5 \times 6 \text{ m}^2$ y en la subparcela sin gallinaza un bloque de igual dimensiones para que sirviera de control (figura 4.2.1).

Antes de la aplicación mecánica de la gallinaza, se colocó un plástico cubriendo la superficie del suelo en los bloques I y II. Posteriormente se pesó la gallinaza depositada sobre los plásticos y se aplicó manualmente en los bloques experimentales, a fin de que la aplicación fuese lo más uniforme posible; dos horas después se incorporó mecánicamente en los primeros 15 cm de

profundidad mediante rotovator. Se tomaron muestras de gallinaza para determinar su humedad, carbono y nitrógeno (orgánico y mineral).

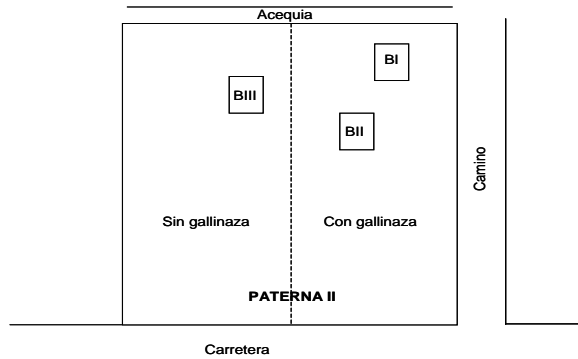


Figura 4.2.1. Diseño del experimento de mineralización de gallinaza en Paterna II

Se tomaron muestras de suelo periódicamente en los diferentes bloques a tres profundidades: 0-15, 15-30 y 30-45 cm. Para la toma de muestras se establecieron 9 cuadrados en cada bloque, cogiéndose en cada fecha de muestreo una muestra de suelo por cuadrado y haciendo una muestra compuesta de las tomadas en los tres primeros cuadrados de la parte superior (R1), otra con las del centro (R2) y una tercera con las de la zona inferior del bloque (R3), para un total de 3 muestras por bloque y por profundidad (figura 4.2.2). En el bloque III este muestreo se realizó doble, a fin de obtener 6 muestras por bloque, de manera que las repeticiones en cada subparcela fueran iguales.

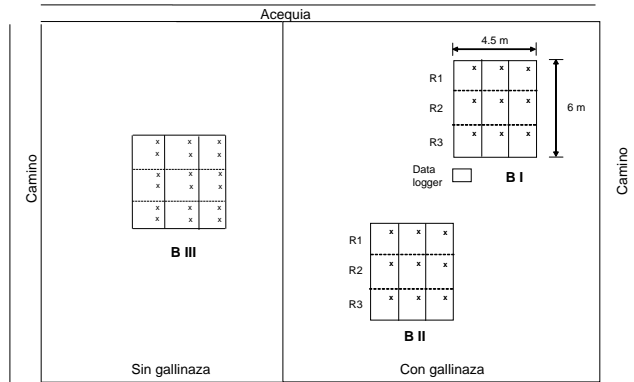


Figura 4.2.2. Esquema de la toma de muestras de suelo en Paterna II

Se realizaron en total 6 muestreos de suelo a los 0, 7, 14, 30, 49 y 57 días de la aplicación de la gallinaza. El muestreo a los 0 días fue previo a la aplicación e incorporación de la gallinaza al suelo. A lo largo del ensayo se hicieron siete medidas de respiración, y en cada fecha de medida se tomaron 6 lecturas en el bloque III (subparcela sin gallinaza) y 6 en los bloques con gallinaza (3 lecturas en el bloque I y tres en el II). Durante el ensayo el agricultor realizó una labor de arado del suelo el 6 de agosto y realizó un riego a manta de 146 mm a principios de septiembre y se registraron unas precipitaciones de 27 mm durante el mes de agosto (tabla 4.2.1).

Tabla 4.2.1. Cronograma del ensayo de mineralización de gallinaza en Paterna II

Mes	Julio			Agosto						Septiembre						
Día:	15	22	29	3	5	14	20	21	26	27	28	29	30	2	6	10
	Inicio												Fin			
Muestreo	x	x	x			x								x		x
Lectura respiración	x	x	x			x								x	x	x
Labrado	x*					x										
Riego (mm)														146		
Lluvias (mm)				0,4				1,2			25,6					
Da		x												x		x

* Incorporación de la gallinaza; Da: medida de densidad aparente

4.2.1.2 Ensayo de campo en la parcela Burjassot

Se realizó durante el otoño de 2013, entre los meses de octubre y diciembre, con una duración de 70 días. Se establecieron dos bloques de 4,24 x 4,45 m, que a su vez fueron divididos en dos, aplicando manualmente a una mitad la gallinaza y dejando la otra mitad del bloque sin gallinaza (figura 4.2.3). En el bloque I se aplicaron 16,8 t ha⁻¹ de gallinaza, lo que supuso un aporte de 316 kg N_{org} ha⁻¹ y 67 kg N_{min} ha⁻¹, y en el bloque II se aplicaron 10,4 t ha⁻¹ que aportaron 195 kg N_{org} ha⁻¹ y 41 kg N_{min} ha⁻¹. Esta diferencia refleja la propia variabilidad de aplicación de la gallinaza por la abonadora utilizada. Previa a la aplicación, se colocó en el suelo un plástico para recoger lo dispensado por la abonadora en cada bloque. Se pesó en campo la gallinaza de cada bloque y se distribuyó manualmente para asegurar un reparto más homogéneo en la zona experimental. Las zonas que no recibían gallinaza también se taparon y la gallinaza fue retirada. Se tomaron muestras de gallinaza para determinar su humedad, carbono y nitrógeno (orgánico y mineral).

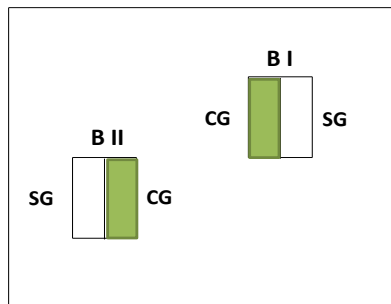


Figura 4.2.3. Diagrama del experimento de mineralización de gallinaza en Burjassot. SG zona sin gallinaza; CG zona con gallinaza.

Se muestreó el suelo a los 0, 2, 8, 12, 25, 41, 55 y 70 días tras la aplicación de la gallinaza, en tres puntos de cada subbloque y a cuatro profundidades (0-15, 15-30, 30-45 y 45-60 cm). A lo largo del ensayo se realizaron diez lecturas de respiración, haciendo tres medidas por sub-bloque en cada fecha.

Se realizaron las siguientes labores durante el ensayo: tras la aplicación de la gallinaza, realizada el día 8 de octubre, se realizó una labor de reja a una profundidad de 15 cm, pero debido a la poca humedad del suelo en el momento de la realización de la labor, la gallinaza no se incorporó adecuadamente siendo necesaria una labor con fresadora el día 10 de octubre. El día 23 de octubre se realizó una labor de preparación del suelo para el trasplante de cebolla que se realizó el día siguiente. La cantidad de agua aportada por riego durante el ensayo fue de 347 mm, y la precipitación fue de 6,1 mm. En la tabla 4.2.2 se muestra el cronograma del este ensayo.

Tabla 4.2.2. Cronograma del ensayo de mineralización de gallinaza en Burjassot

Mes:	Octubre							Noviembre				Diciembre							
Día:	8	10	15	18	22	23	24	25	29	4	9	16	18	20	28	29	4	5	19
	Inicio																		Fin
Muestreo	x	x		x	x					x			x			x			x
Lectura respiración	x	x	x	x	x					x			x			x	x		x
Lab profunda	x*	x					x												
Trasplante cebolla								x											
Riego (mm)								169			75								103
Lluvias (mm)						0,1			0,2	0,6		1,2	0,1		0,6				3,3
Da	x	x		x			x			x									

* Incorporación de la gallinaza; Da: densidad aparente

4.2.1.3 Ensayos en condiciones controladas

Se realizaron incubaciones de suelo procedente de Paterna II y Burjassot con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG), en condiciones controladas de humedad y temperatura. La duración del experimento en el caso del suelo procedente de Paterna II fue de 180 días manteniendo la humedad que traía el suelo e incubando a dos temperaturas, 25°C y 35°C, con tres repeticiones por tratamiento. Las profundidades de muestreo fueron 0-15 y 15-30 cm, conformando los siguientes tratamientos: 0-15 CG, 0-15 SG y 15-30 SG. Se analizó el N_{min} (nitrato y amonio) en 11 fechas, a los 0, 7, 15, 22, 29, 46, 62, 90, 120, 154 y 180 días desde el comienzo de la incubación, y en cada una de estas fechas se retiraban las tres repeticiones de cada tratamiento y temperatura. En el caso del suelo procedente

de Burjassot la duración del experimento fue de 171 días, con temperaturas de incubación de 15°C y 25°C, y similares tratamientos a los de la otra parcela. El N_{\min} se analizó a los 0, 7, 15, 21, 30, 44, 65, 91, 114, 147 y 171 días del comienzo de la incubación.

Las incubaciones se realizaron en matraces erlenmeyer de 250 mL. En ambos casos, en cada matraz se pesaron 10 gramos de suelo y al tratamiento suelo 0-15 cm CG, se adicionaron, en el caso de Paterna II, 135 mg de gallinaza fresca, correspondiente a una aplicación de gallinaza en campo de 20 t ha⁻¹, y en Burjassot se aplicaron 98 mg de gallinaza fresca, equivalente a una aplicación en campo de 12 t ha⁻¹. Estas cantidades difieren de las aplicadas en campo ya que la concentración de nitrógeno de la gallinaza y su contenido de humedad se obtuvieron después del comienzo de la incubación. A lo largo del ensayo, la humedad de los matraces se verificaba mediante pesada y se aireaban cuando los matraces del ensayo de mineralización de carbono indicaban un descenso importante de O₂ (aproximadamente al 15% en volumen).

El ensayo de mineralización del carbono se hizo empleando el mismo diseño que el de mineralización del nitrógeno, excepto que al ser un método no destructivo (las medidas se realizan sobre los mismos matraces durante todo el experimento), la cantidad de matraces utilizados fue menor. En cada matraz se pesaron alrededor de 20 gr de suelo, añadiendo la gallinaza al tratamiento 0-15 SG, en la misma proporción que la empleada en el ensayo de N. Los matraces se tapaban con tapones septa, la humedad se verificaba mediante pesada y se aireaban cuando había una reducción importante de O₂.

4.2.2 Determinaciones analíticas y mediciones

Se tomaron muestras del abono orgánico aplicado (gallinaza) en cada parcela para su caracterización. Se determinó el nitrógeno orgánico siguiendo el método Kjeldahl (Jones, 1991) y el nitrógeno total mediante un analizador elemental LECO. El carbono orgánico oxidable se determinó mediante el método de Walkley-Black. El nitrógeno mineral se obtuvo mediante extracción con KCl 2N. La determinación de amonio y nitrato se realizó con una unidad analizadora FIAstar 5000 (modelo Foss Tecator) y software SoFIA. Debido a que la determinación de N-NO₃⁻ por inyección de flujo es un método colorimétrico y los

extractos de la gallinaza presentaban un color oscuro, se realizó un tratamiento de eliminación del color mediante la adición de carbón activo (0.0133 g de carbón activo por mL de extracto) antes del análisis de las muestras. El cloruro de la gallinaza se extrajo con una mezcla de HNO₃ 0.1N y ácido acético al 10% (Gilliam, 1971), y la lectura del extracto se realizó con un clorurímetro Sherwood modelo M926.

A todas las muestras de suelo tomadas en campo se les determinó el contenido de agua, nitrato, amonio y cloruro, y a las muestras iniciales y finales además, el contenido de nitrógeno Kjeldahl y el carbono orgánico oxidable. La determinación del nitrógeno mineral (nitrato y amonio), se realizó sobre suelo húmedo pasado a través de un tamiz con luz de malla de 4 mm, la extracción se hizo con KCl 2N y la determinación de nitrato y amonio con el mismo equipo que el empleado para la gallinaza. Cada muestra se extrajo y analizó por duplicado. La determinación de cloruros se hizo en extracto acuoso 1:1 (25 g suelo/ 25 mL agua desionizada), utilizando suelo seco y tamizado por 2 mm, empleando el clorurímetro mencionado, y una determinación por muestra. La humedad se determinó por gravimetría. También se tomaron muestras de agua de lluvia y de riego, a las que se les determinó también el contenido de cloruro y nitrógeno mineral (nitrato y amonio).

En todas las muestras de suelo de los ensayos de incubación se determinó el contenido de nitrato y amonio, y a las muestras iniciales y finales además, el contenido de nitrógeno Kjeldahl y el carbono orgánico oxidable.

4.2.3 Mineralización del nitrógeno

La mineralización de N en los ensayos de campo se calculó por balance de N en los primeros 30 cm de suelo, contabilizando para ello las entradas y salidas de nitrógeno del sistema durante el transcurso del ensayo.

$$\text{Entradas} - \text{Salidas} = \Delta N_{\min} \quad [\text{Ec 4.1}]$$

Se consideraron como entradas: el nitrógeno mineral procedente del riego (N_{riego}), la lluvia (N_{lluvia}), el abono orgánico ($N_{\text{gallinaza}}$) y la mineralización ($N_{\text{mineralización}}$). Las salidas de este sistema vienen dadas por la lixiviación de nitrato (N_{lix}), la desnitrificación y la volatilización que están englobadas en un único término denominado pérdidas gaseosas ($N_{\text{pérd gas}}$). La variación de nitrógeno mineral (ΔN_{min}) es la diferencia entre el nitrógeno mineral en el perfil de suelo medido al final (N_{sf}) y al inicio de cada periodo (N_{si}).

$$N_{\text{riego}} + N_{\text{lluvia}} + N_{\text{gallinaza}} + N_{\text{mineralización}} - N_{\text{lix}} - N_{\text{pérd gas}} = \Delta N_{\text{min}} \quad [\text{Ec 4.2}]$$

Ecuación a partir del cual se despejó el nitrógeno mineralizado

$$N_{\text{mineralización}} = \Delta N_{\text{min}} - N_{\text{riego}} - N_{\text{lluvia}} - N_{\text{gallinaza}} + N_{\text{lix}} + N_{\text{pérd gas}} \quad [\text{Ec 4.3}]$$

Como no se cuantificaron las pérdidas gaseosas, el término “Mineralización-Pérdidas Gaseosas” de la ecuación 4.2, representaría lo no medido en el balance, y equivaldría a una estimación de la mineralización mínima que se produciría en campo, y que coincidiría con la mineralización real cuando las pérdidas gaseosas fuesen nulas. Si hubiera pérdidas gaseosas, la mineralización sería mayor que este valor mínimo estimado.

$$N_{\text{mineralización}} - N_{\text{pérd.gas}} = \Delta N_{\text{min}} - N_{\text{riego}} - N_{\text{lluvia}} - N_{\text{gallinaza}} + N_{\text{lix}} \quad [\text{Ec 4.4}]$$

$$N_{\text{Mineralización mínima}} = \Delta N_{\text{min}} - N_{\text{riego}} - N_{\text{lluvia}} - N_{\text{gallinaza}} + N_{\text{lix}} \quad [\text{Ec 4.5}]$$

El término de lixiviación se calculó con la siguiente expresión:

$$N_{\text{lix}} = \text{Drenaje} \times [N\text{-NO}_3^-]_{\text{as}} \quad [\text{Ec 4.6}]$$

donde el drenaje se calculó mediante el balance de cloruros y/o agua en los primeros 30 cm, y la concentración de nitrato en el agua del suelo $[N\text{-NO}_3^-]_{\text{as}}$ es

el valor medio de la concentración de nitrato medida en las capas 15-30 y 30-45 cm al principio y al final del periodo.

El balance de cloruro es un método indirecto de medida del drenaje de agua basado en el comportamiento como ion conservativo del ión cloruro en el suelo, ya que ni se disuelve cloruro del suelo ni precipita, y se considera como un trazador del movimiento del agua, permitiendo la obtención del drenaje de agua mediante un balance en un volumen de suelo considerado (Lidón *et al.*, 1999). Considerando como entrada de cloruros al suelo, el agua de riego y lluvia, y la enmienda orgánica, y como salidas de cloruros el lixiviado, y teniendo en cuenta la variación en el cloruro del suelo dada por la diferencia entre el contenido al final del periodo considerado menos el contenido al inicio del mismo, se puede aplicar un balance de masa a la capa del suelo por encima de la profundidad a la que se quiere medir el drenaje, llegando a la siguiente expresión:

$$\text{Entradas} - \text{Salidas} = \Delta \text{Perfil} \quad [\text{Ec 4.7}]$$

$$Cl^-_{\text{riego}} + Cl^-_{\text{lluvia}} + Cl^-_{\text{gallinaza}} - Cl^-_{\text{lixiv}} = Cl^-_{\text{fin}} - Cl^-_{\text{inic}} \quad [\text{Ec 4.8}]$$

$$Cl^-_{\text{lixiv}} = Cl^-_{\text{riego}} + Cl^-_{\text{lluvia}} + Cl^-_{\text{gallinaza}} - Cl^-_{\text{fin}} + Cl^-_{\text{inic}} \quad [\text{Ec 4.9}]$$

teniendo en cuenta que:

$$Cl^-_{\text{lixiv}} = \text{Drenaje} \times [Cl^-]_{\text{as}} \quad [\text{Ec 4.10}]$$

se obtiene el drenaje:

$$\text{Drenaje} = \frac{Cl^-_{\text{lixiv}}}{[Cl^-]_{\text{as}}} \quad [\text{Ec 4.11}]$$

La concentración media de cloruro en el agua del suelo $[Cl^-]_{\text{as}}$, en el plano donde se quiere medir el drenaje, se obtuvo como el valor medio de la medida del cloruro realizada al principio y al final del periodo considerado. Los meses de

estudio se dividieron en subperíodos delimitados por las fechas de muestreo de suelo. Para cada subperíodo se calculó el drenaje entre cada dos fechas de muestreo, y el drenaje total del período se obtuvo como suma del obtenido en cada subperíodo.

También se calculó el drenaje por balance de agua. Aplicando la ecuación de conservación de masas al espesor de suelo considerado y para un período de tiempo determinado, se tiene que cumplir que:

$$\text{Entradas agua} - \text{Salidas agua} = \Delta \text{ lámina en el perfil} \quad [\text{Ec 4.12}]$$

Como entradas de agua al sistema están los aportes por riego (*Riego*) y lluvia (*Lluvia*), como salidas la evaporación del suelo (*E*), el drenaje (*Drenaje*) y la escorrentía (*Escorr*), y la variación de agua en el perfil y período considerado contabilizada como diferencia de lámina de agua al final del período (L_{final}) y al inicio del mismo ($L_{inicial}$):

$$\text{Riego} + \text{Lluvia} - E - \text{Drenaje} - \text{Escorr} = L_{final} + L_{inicial} \quad [\text{Ec 4.13}]$$

Considerando que la parcela está nivelada y la escorrentía es despreciable, se puede obtener el drenaje como:

$$\text{Drenaje} = \text{Riego} + \text{Lluvia} - E - L_{final} + L_{inicial} \quad [\text{Ec 4.14}]$$

Los aportes por riego y lluvia eran medidos, la *E* fue obtenida a partir de la simulación realizada para el período del ensayo con los modelos LEACHM y EU-Rotate_N para suelo desnudo, y la lámina se determinó mediante muestreo de suelo, determinando la humedad del suelo por secado de la muestra a 105°C hasta peso constante.

La determinación de la mineralización de nitrógeno en condiciones controladas se hace empleando el mismo balance. En este caso los términos se reducen ya que no hay aportes de lluvia, riego o abonado, y no existe lixiviación. Por lo que al no existir entradas y salidas del sistema la mineralización se calcula

en este caso como el incremento de nitrógeno mineral medido entre cada dos fechas en los matraces incubados a una T^a y humedad constantes.

4.2.4 Mineralización del carbono

En campo, la mineralización del C se estimó con la medición del flujo de CO₂ que se realizó empleando una cámara SRC-1 acoplada a un dispositivo EGM-4 (PP Systems) que es un analizador de gas ambiental portátil para CO₂ que emplea la técnica del infrarrojo (sistema cerrado). El dispositivo EGM-4 permite medir la concentración de CO₂ en ppm y la tasa en g CO₂ m⁻² h⁻¹. Las medidas fueron realizadas, siempre que fue posible entre las 9:00 y 12:00 ya que se considera que la medida realizada en esta franja horaria representa el valor promedio del día. Además, en campo, se realizaron medidas a lo largo de un día, para caracterizar la evolución de la respiración y verificar si las medidas de tasa de respiración realizadas entre las 9:00 y 12:00 podían ser consideradas como valor medio diario (Rochette y Gregorich, 1998; Rochette y Hutchinson, 2005; Ding *et al.*, 2007).

En los ensayos de incubación, la medición de CO₂ y O₂ se realizó con un equipo analizador de gases portátil (Dansensor, CheckPoint). Una vez obtenido los registros periódicos del porcentaje en volumen de CO₂ presente en los matraces se procedió a convertir los datos a tasa de mg C kg⁻¹ día⁻¹ utilizando la ecuación de los gases perfectos y el porcentaje de CO₂ acumulado en cada uno de los tratamientos en un determinado período de tiempo.

4.2.5 Análisis estadístico

Algunos de los resultados obtenidos se analizaron mediante análisis de la varianza (ANOVA) simple o factorial. La significación de las diferencias encontradas según los factores analizados se determinó mediante el test de LSD al 95% de probabilidad. También se emplearon correlaciones y regresiones multifactoriales.

Para las cinéticas de mineralización y la estimación de la cantidad de nitrógeno potencialmente mineralizable y su tasa de mineralización, se utilizaron regresiones no lineales empleando los diferentes modelos de cinéticas descritos en la sección 1.4. Para el ajuste de los modelos matemáticos se empleó el

algoritmo MARQUADART, y para la obtención del mejor modelo se analizaron el R^2 ajustado de la curva y, la suma de cuadrados, cuadrado medio, desviación estándar y error medio absoluto de los residuos. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software STATGRAPHICS Centurión XVI.

4.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Antes de presentar los resultados de los ensayos de mineralización, se considera de interés presentar las principales características de la gallinaza empleada en los ensayos. Posteriormente se mostrarán los resultados de mineralización en condiciones controladas de humedad y temperatura y, finalmente, se analizarán los resultados de mineralización en los ensayos de campo.

4.3.1 Características de la gallinaza

La gallinaza utilizada fue la aportada por el agricultor a cada una de sus parcelas (Paterna II y Burjassot), y era proporcionada por un mismo proveedor. En la tabla 4.3.1 se detallan sus principales características.

Tabla 4.3.1. Principales características de las dos gallinazas utilizadas en los ensayos de Paterna II y Burjassot

Gallinaza	N total g kg ⁻¹	N org g kg ⁻¹	N-NH ₄ g kg ⁻¹	N-NO ₃ g kg ⁻¹	fh	Corg g kg ⁻¹	C/N	Cl g kg ⁻¹
Paterna (A)	38,65	36,00	2,20	0,45	0,663	262,2	7,28	3,86
Burjasot (B)	34,04	28,11	5,89	0,04	0,699	357,9	12,73	3,86

fh: factor de humedad (materia seca/materia fresca); datos en base a materia seca

El nitrógeno orgánico y total fueron más altos en la gallinaza A utilizada en la parcela de Paterna, mientras que el carbono orgánico y la relación C/N fueron más altas en la gallinaza B utilizada en la parcela de Burjasot. El nitrógeno total, carbono orgánico y la relación C/N están dentro de los rangos aportados por otros estudios (tabla 4.3.2). El nitrógeno mineral representó un 7 y 17% del nitrógeno total en las gallinazas A y B, respectivamente, predominando

la fracción orgánica. En la literatura se encuentran gallinazas con contenidos de nitrógeno mineral hasta en un 55% del total.

El nitrógeno mineral estaba principalmente en forma amoniacal, un 83% del N mineral en la gallinaza A, y un 99% en la gallinaza B, coincidiendo con los datos aportados por otros autores, entre los que se encuentran algunas gallinazas que contienen hasta un 100% de su nitrógeno mineral en forma amoniacal (tabla 4.3.2). En esta tabla se resumen las principales características de la gallinaza según diferentes autores. El contenido de nitrógeno de la gallinaza oscila entre 18-81 g kg⁻¹ (en base a materia seca), representando el N orgánico entre el 67-94% del nitrógeno total, y una relación C/N entre 2 y 27.

Tabla 4.3.2. Características de la gallinaza según diferentes autores

Autor	Material de cama	N Total g kg ⁻¹	Nmin g kg ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ g kg ⁻¹	N-NO ₃ ⁻ g kg ⁻¹	Nmin / Ntot %	NH ₄ / Nmin %	C g kg ⁻¹	C/N	pH
Castellanos y Pratt, 1981		46	2					298	6,5	
Gale y Gilmour, 1985	viruta, paja	38 - 41	5	3 - 5	0 - 1	11 - 14	70 - 100	402 - 414	11 - 12	
Sims, 1986	virutas, serrín	40 - 49	10 - 18	10 - 15	0,2 - 3	23 - 37	83 - 98	592 - 606	12 - 15	6,5 - 8,9
Bitzer y Sims, 1988	virutas, serrín	18 - 81	4 - 33	4 - 33	0,05 - 3,7	19 - 55	80 - 99	26 - 924	2 - 27	7,1 - 9,1
Ruiz <i>et al.</i> , 2008		32	11	11	<0,01	34	100	218	7	8,2
Rothrock <i>et al.</i> , 2010	serrín	43	4,4	4	0,22	10	95	445	10	8,2
Azeez y Averbek, 2010		37	20	3	17	55	16	355	10	6,8
Martín <i>et al.</i> , 2011	paja	35 - 40		7 - 11	0,3 - 0,5	21 - 29	95	310 - 333	8 - 10	7,7 - 8,2
Zarabi y Jalai, 2012		36	2,2	2	0,18	6	92	418	11	8,7
Kpombekou y Genus, 2012	Pino, cáscara cacahuete	27 - 46	2 - 6	2 - 4	1 - 2	9 - 14	61 - 69	229 - 351	7 - 8	8,4 - 8,6

4.3.2 Mineralización en condiciones controladas

Se realizaron dos experimentos de incubación para estudiar la cinética de la mineralización del nitrógeno y del carbono en suelos que previamente se habían añadido gallinaza.

4.3.2.1 Mineralización del nitrógeno

Inicialmente se mostrarán los resultados de los dos ensayos realizados con suelo de Paterna II y Burjassot, una comparación de los dos ensayos a una misma temperatura (25°C), y posteriormente se hará la discusión de los resultados obtenidos en ambos ensayos.

Ensayo de incubación con suelo de Paterna II.

Este ensayo se realizó a lo largo de 180 días con suelo de la parcela de Paterna II, aplicando una dosis de gallinaza A equivalente a 20 t ha⁻¹, lo que supuso un aporte de 368 mg kg⁻¹ de N_{org.} La humedad del suelo se mantuvo cercana a capacidad de campo y se emplearon dos temperaturas de incubación: 25°C y 35°C (ver sección 4.2.1.3).

La figura 4.3.1a muestra la mineralización del nitrógeno del suelo con gallinaza a 25 y 35°C. La mineralización del suelo con gallinaza al final del período estudiado fue de 166 y 291 mg N kg⁻¹ a 25 y 35°C, respectivamente, lo que representa un 8 y un 14% del nitrógeno orgánico inicial presente en el suelo abonado. El incremento de mineralización por efecto de la temperatura fue de 125 mg N kg⁻¹, siendo este efecto significativo ($p \leq 0,05$), lo que equivale a un 75% más de mineralización a 35°C que a 25°C.

En la figuras 4.3.1b y c se presenta la mineralización del nitrógeno en el suelo sin gallinaza, lo que corresponde a la mineralización de la materia orgánica del suelo. El suelo de 0-15 cm (figura 4.3.1b) mineralizó 34 mg N kg⁻¹ a una temperatura de 25°C y 116 mg N kg⁻¹ a 35°C, equivalente a un 2 y 7% del nitrógeno orgánico del suelo, respectivamente. El suelo proveniente de la profundidad 15-30 cm (figura 4.3.1c) mineralizó 12 mg N kg⁻¹ a una temperatura de 25°C y 19 mg N kg⁻¹ a 35°C, es decir, un 1 y 1,5% del nitrógeno orgánico del suelo, respectivamente. El incremento por efecto de la temperatura fue de un

241% y de 58% para los suelos de 0-15 y 15-30 cm, respectivamente, aunque este último no fue significativamente diferente.

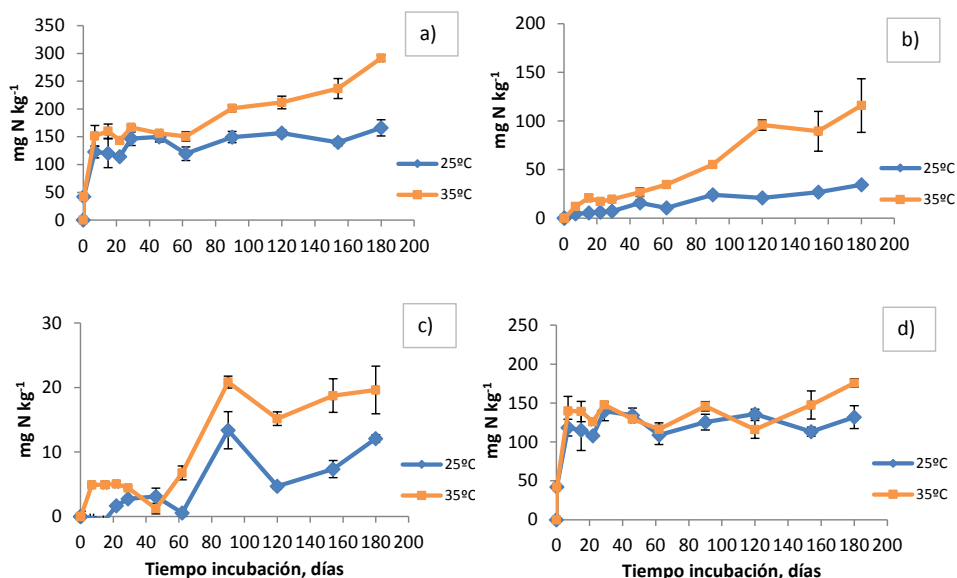


Figura 4.3.1. Mineralización de nitrógeno acumulada (mg kg⁻¹) del suelo con gallinaza (a), del suelo sin gallinaza 0-15 cm (b) y 15-30 cm (c), atribuible a la gallinaza, expresada como producción de nitrógeno acumulado (d) a 25 y 35°C. Paterna II. Error estándar (n=3)

La cantidad de nitrógeno mineralizado atribuible a la gallinaza (figura 4.3.1d), se obtuvo restando de los valores obtenidos en el suelo con gallinaza los valores obtenidos en el suelo sin gallinaza. Este procedimiento supone que no hubo efecto “priming” inducido por la gallinaza (Stenger *et al.*, 2002).

Con la aplicación de 20 t ha⁻¹ de gallinaza A se aportaron 368 mg kg⁻¹ de nitrógeno orgánico. Transcurridos los 6 meses desde el comienzo del experimento, se mineralizó un 36 y 48% (132 y 176 mg N kg⁻¹) del nitrógeno proveniente de la gallinaza a 25 y 35°C, respectivamente, con un incremento significativo por efecto de la temperatura del 33%.

Por otra parte, se determinó la variación del N_{org} del suelo en el período estudiado mediante el análisis Kjeldahl, realizado a las muestras iniciales y

finales del ensayo. Esto se hizo, principalmente, con el fin de evaluar la disminución del N_{org} y constatar la mineralización producida.

En la figura 4.3.2a se muestran los valores en porcentaje de N_{org} para el suelo con gallinaza (0-15 CG), suelo sin gallinaza (0-15 SG y 15-30 SG), y en la figura 4.3.2b la mineralización obtenida mediante el N Kjeldahl en $mg\ kg^{-1}$ en los tratamientos y la atribuible a la gallinaza. En todos los muestreos, la cantidad de amonio (NH_4^+) fue muy baja, por lo que se asumió el N Kjeldahl básicamente como nitrógeno orgánico.

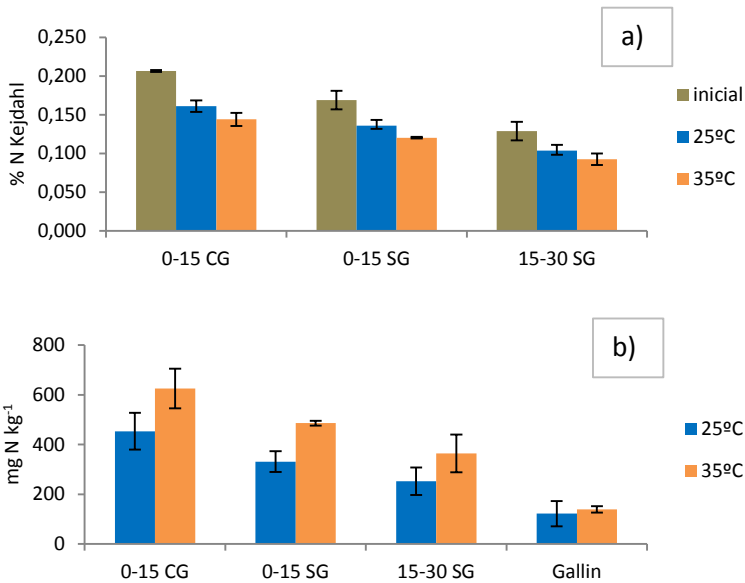


Figura 4.3.2. Nitrógeno Kjeldahl (%) inicial y final de la incubación, del suelo con gallinaza (0-15 CG), y del suelo sin gallinaza (SG) a 0-15 cm y 15-30 cm, incubado a 25°C y 35°C (a). Nitrógeno mineralizado en $mg\ kg^{-1}$ a 25°C y 35°C, obtenido mediante N Kjeldahl (b). Paterna II. Error estándar ($n=3$)

En los tres tratamientos se observó una reducción del nitrógeno orgánico atribuible a la mineralización del N_{org} que aumentó con la temperatura. Esta disminución estuvo alrededor de un 20% del N_{org} inicial de todos los tratamientos a 25°C y de un 30% a 35°C, siendo esta disminución significativamente sólo para el suelo 0-15 cm sin gallinaza.

Los porcentajes de mineralización obtenidos mediante la determinación del N Kjeldahl al inicio y final de la incubación, difirieron ostensiblemente de los obtenidos con la medida del N_{\min} a lo largo del ensayo. Con este último método, el suelo con gallinaza (0-15 CG) mineralizó 166 y 291 mg N kg⁻¹ a 25 y 35°C, equivalente al 8-14% del nitrógeno orgánico total, respectivamente, porcentajes muy inferiores al 20-30% (453 y 625 mg N kg⁻¹) encontrados con el método de la diferencia de nitrógeno Kjeldahl (inicio-final de la incubación).

Esta diferencia entre los dos métodos se encontró también en los tratamientos sin gallinaza. En el suelo a 0-15 cm, la mineralización medida con la diferencia de N_{\min} fue de 34 y 116 mg N kg⁻¹, que representa un 2-1,5% del N_{org} inicial, mientras que con el método de la diferencia de N Kjeldahl se contabilizaron 331 y 486 mg N kg⁻¹, que supone un 20 y 28% del N_{org} , a 25 y 35°C, respectivamente. En el suelo 15-30 cm, las variaciones también fueron considerables, 12 y 20 mg N kg⁻¹ con la medida de N_{\min} (1-1,5%) frente a 253 y 364 mg N kg⁻¹, (20-28%) a 25 y 35°C, respectivamente.

No obstante, cuando se comparan los valores de mineralización atribuible a la gallinaza a 25 y 35°C, los valores obtenidos con los dos métodos fueron más parecidos: 132 y 176 mg N kg⁻¹ (36-48% del nitrógeno orgánico de la gallinaza) con el método del N_{\min} y 122-139 mg N kg⁻¹ (32 y 37% del total) con el método de diferencia de N Kjeldahl.

La evolución de la mineralización atribuible a la gallinaza y la de los diferentes tratamientos, se ajustó a las ecuaciones cinéticas comúnmente utilizadas (sección 1.4). En la tabla 4.3.3 y 4.3.4 se muestran las diferentes cantidades de nitrógeno potencialmente mineralizable (N_o) y su constante de mineralización (k) a 25°C y 35°C, respectivamente. Hay que tener en cuenta que no todos los parámetros tienen el mismo significado en los diferentes modelos, como se deduce de la distinta expresión matemática de los mismos.

En general se observó que todas las cinéticas presentaron un buen ajuste aunque algunos parámetros no tengan un significado biológico (valores negativos), siendo los modelos simple y doble bastante consistentes tanto para los diferentes tratamientos como el atribuible a la gallinaza.

Tabla 4.3.3. Parámetros de los modelos de mineralización de nitrógeno orgánico (mg N kg^{-1}) a 25°C . Paterna II

Material	Modelo	No	25°C					R^2 aj	
			N_1	C1	k	k_1	k_2		b_h
Suelo 0-15 con gallinaza	1er orden simple	138,6			1,206				0,79
	doble exponencial	118,3	47,0		1,462	0,010			0,83
	1er orden especial	125,3		11,990	0,249				0,78
	hibrido	123,5			1,390		0,208		0,84
	hiperbólico	144,0						0,007	0,81
Suelo 0-15 sin gallinaza	1er orden simple	46,1			0,006				0,89
	doble exponencial	186,5	6,0		0,001	0,00001			0,87
	1er orden especial	53,0		1,062	0,005				0,89
	hibrido	71,7			0,005		-0,053		0,89
	hiperbólico	72,5						3,244	0,90
Suelo 15-30 sin gallinaza	1er orden simple	426,0			0,0001				0,58
	doble exponencial	321,0	200,0		0,0002	0,000006			0,55
	1er orden especial	19,0		-0,532	0,005				0,55
	hibrido	371,0			0,001		-0,180		0,57
	hiperbólico	49,9						13,310	0,58
Atribuible a la gallinaza	1er orden simple	123,0			1,398				0,80
	doble exponencial	100,5	15,2		1,590	0,055			0,79
	1er orden especial	123,0		0,006	1,398				0,79
	hibrido	120,0			1,444		0,043		0,80
	hiperbólico	125,7						0,005	0,80

Tabla 4.3.4. Parámetros de los modelos de mineralización de nitrógeno orgánico (mg N kg^{-1}) a 35°C . Paterna II

Material	Modelo	No	N_1	C1	35°C			R^2 aj
					k	k_1	k_2	
Suelo 0-15 con gallinaza	1er orden simple	190,7			0,175			0,70
	doble exponencial	180,1	5997,5		1,211	0,0001		0,90
	1er orden especial	171,8		25,625	0,100			0,71
	hibrido	138,2			1,210		0,622	0,90
	hiperbólico	213,4						0,026
Suelo 0-15 sin gallinaza	1er orden simple	762,9			0,001			0,83
	doble exponencial	2972,0	11769,0		0,001	0,00003		0,82
	1er orden especial	1257,0		2,446	0,001			0,83
	hibrido	1123,5			0,001		-0,238	0,83
	hiperbólico	1186,8						1,426
Suelo 15-30 sin gallinaza	1er orden simple	32,2			0,006			0,74
	doble exponencial	380,0	111,8		0,000	0,000001		0,70
	1er orden especial	34,2		0,747	0,005			0,74
	hibrido	105,0			0,003		-0,137	0,74
	hiperbólico	51,4						5,183
Atribuible a la gallinaza	1er orden simple	134,0			1,253			0,78
	doble exponencial	133,8	546,2		1,260	0,00002		0,77
	1er orden especial	134,7		-0,017	1,250			0,77
	hibrido	133,8			1,264		0,013	0,77
	hiperbólico	137,2						0,004

La vida media del material orgánico remanente, es decir, el que queda tras la incubación, corresponde a la cantidad de tiempo que se requiere para mineralizar la mitad del nitrógeno orgánico potencialmente mineralizable de la fracción lenta (Ajwa y Tabatabai, 1994; Kpombrekou y Genus, 2012). La vida media de la fracción de nitrógeno más resistente de los materiales orgánicos fue calculado usando la ecuación ($t_{1/2} = 0,693/k$), para ello se graficó el logaritmo natural del nitrógeno orgánico remanente (Ajwa y Tabatabai, 1994; Sissoko y Kpombrekou, 2010; Kpombrekou y Genus, 2012) y la pendiente de la línea es el equivalente a la constante k (Gale y Gilmour, 1986). Este parámetro permite conocer, el tiempo que puede llegar a tardar en mineralizarse el nitrógeno orgánico de la fracción resistente, dato que no puede ser visualizado con las cinéticas de mineralización ya que éstas sólo reflejan la tasa a la cual se mineraliza la fracción menos resistente durante el periodo de incubación.

En la tabla 4.3.5 se observa la vida media del nitrógeno orgánico remanente de la gallinaza de los diferentes tratamientos a 25°C y 35°C, la cual se reduce ostensiblemente con el aumento de la temperatura. La vida media de estas fracciones de mineralización lenta varió según los casos entre 1.7 a 19 años.

Tabla 4.3.5. Coeficientes de mineralización y vida media del nitrógeno orgánico remanente del suelo en los diferentes tratamientos y el atribuible a la gallinaza, a 25°C y 35°C. Paterna II

Material	25°C				35°C			
	k	k ₁	Vida media (año)		k	k ₁	Vida media (año)	
	d ⁻¹	d ⁻¹	F. rápida	F. resistente	d ⁻¹	d ⁻¹	F. rápida	F. resistente
Atribuible a la gallinaza	0,0526	0,0006	13,0*	3,2	0,0680	0,0011	10,0*	1,7
Suelo 0-15 con gallinaza	0,0148	0,0002	47,0*	9,5	0,0187	0,0007	37,0*	2,7
Suelo 0-15 sin gallinaza	0,0004	0,0002	4,7	9,5	0,0015	0,0008	1,3	2,4
Suelo 15-30 sin gallinaza	0,0001	0,00008	19,0	23,7	0,0008	0,0001	2,4	19,0

*valores expresados en día

Ensayo de incubación con suelo de Burjassot

El segundo ensayo de incubación se realizó durante un periodo de 171 días con suelo proveniente de la parcela de Burjassot con una humedad cercana a capacidad de campo y al que se adicionó una cantidad equivalente a 12 t ha^{-1} de gallinaza B, lo que supuso un aporte de 189 mg kg^{-1} de N_{org} . Las temperaturas de incubación fueron 15 y 25°C (ver sección 4.2.2).

La mineralización del suelo con gallinaza (figura 4.3.3a) fue de 131 y 90 mg N kg^{-1} a 25 y 15°C , respectivamente, representando entre un 10 y un 7% del N_{org} inicial. El incremento de la mineralización con la temperatura fue de un 45% , un aumento que fue estadísticamente significativo ($p \leq 0,05$).

La mineralización del nitrógeno orgánico en el suelo $0\text{-}15 \text{ cm}$ sin gallinaza (figura 4.3.3b), fue de 36 y 27 mg N kg^{-1} a las temperaturas de 25°C y 15°C , respectivamente, y en la capa de $15\text{-}30 \text{ cm}$ (figura 4.3.3c) los valores respectivos de mineralización fueron 22 y 17 mg N kg^{-1} . Estos resultados, expresados como $\%$ del N_{org} inicial, suponen una mineralización en la capa $0\text{-}15 \text{ cm}$ del 3 y 2% del N_{org} inicial a 25°C y 15°C , respectivamente, y en la capa $15\text{-}30 \text{ cm}$ del $2,6$ y 2% , respectivamente. En las dos capas, el incremento de mineralización al pasar de 15 a 25°C fue de un 30% , aproximadamente, siendo este incremento significativo ($p \leq 0,05$).

De los $189 \text{ mg N}_{\text{org}} \text{ kg}^{-1}$ aportados con la gallinaza, se mineralizaron durante los 171 días de incubación 95 y 62 mg N kg^{-1} a 25 y 15°C , respectivamente (figura 4.3.3d). Esto corresponde a un 50 y 33% del N_{org} de la gallinaza. El incremento de mineralización por efecto de la temperatura fue significativo, siendo este del 53% .

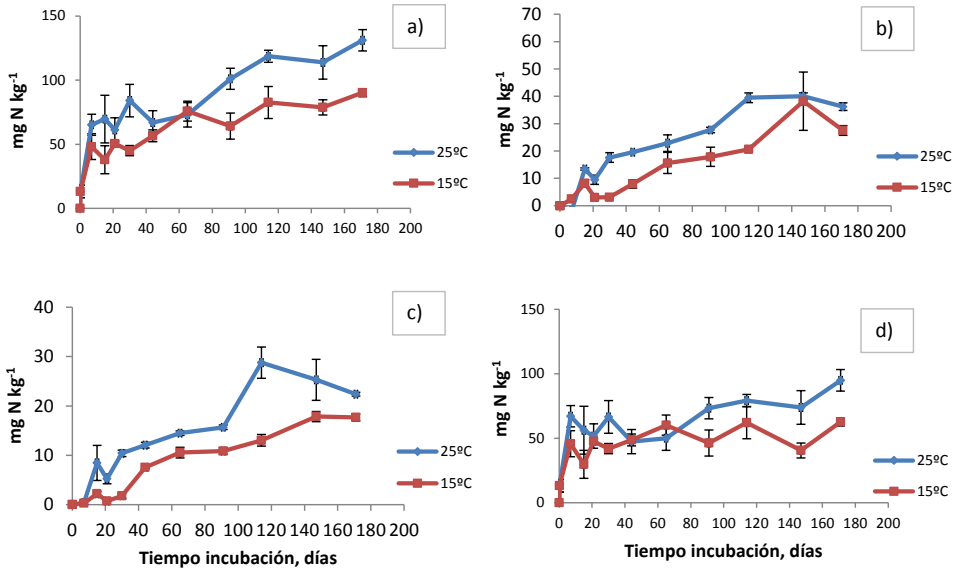


Figura 4.3.3. Mineralización de nitrógeno acumulada (mg kg^{-1}) del suelo con gallinaza 0-15 cm (a), del suelo sin gallinaza a 0-15 cm (b) y 15-30 cm (c), atribuible a la gallinaza (d) a 25°C y 15°C. Burjassot. Error estándar ($n=3$)

Para comparar estos resultados con los obtenidos por diferencia entre el N_{org} inicial y final en la incubación, en la figura 4.3.4 se presenta el contenido de nitrógeno Kjeldahl inicial y final de los tres tratamientos.

El porcentaje de mineralización del nitrógeno orgánico en el suelo 0-15 con gallinaza, fue de un 9 y 30% a 15 y 25°C, respectivamente. En el suelo 0-15 sin abono, este porcentaje fue de un 7 y 28% y en el suelo 15-30, fue de un 9 y 32% a 15 y 25°C, respectivamente, siendo las diferencias obtenidas a cada temperatura significativas en todos los tratamientos.

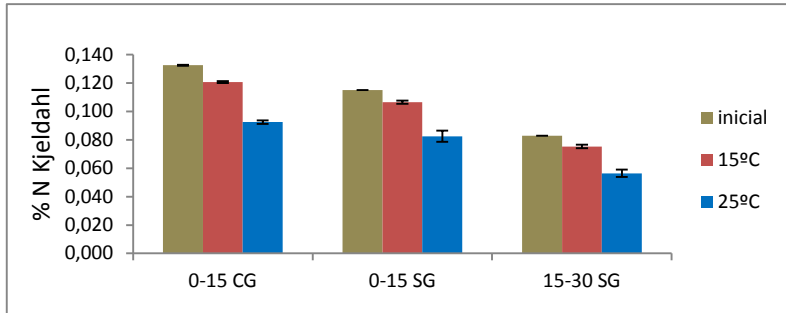


Figura 4.3.4. Nitrógeno Kjeldahl (%) inicial y final de la incubación, del suelo con gallinaza (0-15 CG), y del suelo sin gallinaza (SG) a 0-15 cm y 15-30 cm, incubado a 15°C y 25°C (a). Burjassot. Error estándar (n=3)

En las tablas 4.3.6 y 4.3.7 se recogen los parámetros de las ecuaciones cinéticas de mineralización del nitrógeno para cada uno de los tres tratamientos a 25 y 15°C, respectivamente, así como los de la gallinaza. La diferencia en el R^2_{aj} entre los diferentes modelos fue pequeña.

Tabla 4.3.6. Parámetros de los modelos de mineralización del nitrógeno orgánico (mg N kg⁻¹) a 25°C. Burjassot

Material	Modelo	No	N ₁	C1	25°C					R ² aj
					k	k ₁	k ₂	b _n	b _p	
Suelo 0-15 con gallinaza	1er orden simple	106,2			0,051					0,66
	doble exponencial	58,9	1088,7		1,255	0,0004				0,83
	1er orden especial	96,8		23,700	0,022					0,70
	hibrido	59,3			1,247		0,414			0,83
	hiperbólico	119,1						0,114		0,73
	parabólico	28,8							0,280	0,73
Suelo 0-15 sin gallinaza	1er orden simple	28,3			0,013					0,84
	doble exponencial	28,0	2,6		0,013	0,00001				0,83
	1er orden especial	28,3		-0,062	0,013					0,83
	hibrido	112,9			0,005		-0,248			0,84
	hiperbólico	40,6						2,448		0,84
	parabólico	1,2							0,600	0,82
Suelo 15-30 sin gallinaza	1er orden simple	42,8			0,014					0,93
	doble exponencial	42,7	2,0		0,014	0,00001				0,93
	1er orden especial	42,8		-0,044	0,014					0,93
	hibrido	131,5			0,006		-0,290			0,93
	hiperbólico	60,0						1,459		0,93
	parabólico	2,1							0,579	0,92
Atribuible a la gallinaza	1er orden simple	66,0			1,112					0,56
	doble exponencial	52,1	2339,1		1,452	0,0001				0,66
	1er orden especial	66,0		-0,014	1,112					0,55
	hibrido	52,1			1,452		0,198			0,67
	hiperbólico	69,3						0,020		0,58
	parabólico	31,4							0,185	0,62

Tabla 4.3.7. Parámetros de los modelos de mineralización del nitrógeno orgánico (mg N kg⁻¹) a 15°C. Burjassot

Material	Modelo	No	N _i	C1	15°C					R ² aj
					k	k ₁	k ₂	b _n	b _p	
Suelo 0-15 con gallinaza	1er orden simple	46,6			1,656					0,63
	doble exponencial	41,1	153,4		1,923	0,001				0,65
	1er orden especial	46,6		0,0003	1,656					0,62
	hibrido	41,2			1,919		0,077			0,66
	hiperbólico	47,9						0,015		0,64
	parabólico	26,4							0,142	0,64
Suelo 0-15 sin gallinaza	1er orden simple	38,4			0,004					0,94
	doble exponencial	37,9	2,6		0,004	0,00002				0,94
	1er orden especial	32,3		-0,618	0,005					0,94
	hibrido	58,5			0,003		-0,032			0,94
	hiperbólico	69,3						6,731		0,94
	parabólico	0,2							0,882	0,93
Suelo 15-30 sin gallinaza	1er orden simple	117,2			0,002					0,75
	doble exponencial	66,5	487,5		0,003	0,0001				0,73
	1er orden especial	130,1		0,195	0,002					0,74
	hibrido	198,3			0,001		-0,069			0,74
	hiperbólico	227,0						4,420		0,75
	parabólico	0,3							0,928	0,75
Atribuible a la gallinaza	1er orden simple	77,8			0,045					0,70
	doble exponencial	38,0	69,0		2,103	0,007				0,81
	1er orden especial	67,5		14,377	0,028					0,74
	hibrido	42,9			1,819		0,284			0,81
	hiperbólico	87,1						0,176		0,74
	parabólico	21,5							0,270	0,81

En la tabla 4.3.8 se presenta la vida media del N_{org} remanente de las dos fracciones consideradas (lábil y resistente). Se observó una disminución de la vida media de la fracción resistente con el aumento de la temperatura tanto en la atribuible a la gallinaza como en el tratamiento suelo 0-15 abonado, mientras que el nitrógeno del suelo sin gallinaza fue muy estable.

Tabla 4.3.8. Coeficientes de mineralización y vida media del carbono orgánico remanente del suelo en los diferentes tratamientos y el atribuible a la gallinaza, a 25°C y 15°C. Burjassot

Material	25°C				15°C			
	k	k ₁	Vida media (año)		k	k ₁	Vida media (año)	
	d ⁻¹	d ⁻¹	F. rápida	F. resistente	d ⁻¹	d ⁻¹	F. rápida	F. resistente
Atribuible a la gallinaza	0,0567	0,0016	12,0*	1,2	0,0372	0,0007	19,0*	2,7
Suelo 0-15 con gallinaza	0,0074	0,0003	94,0*	6,3	0,0058	0,0002	119,0*	9,5
Suelo 0-15 sin gallinaza	0,0008	0,0001	2,4	19,0	0,0005	0,0001	3,8	19,0
Suelo 15-30 sin gallinaza	0,0007	0,0001	2,7	19,0	0,0002	0,0001	9,5	19,0

*valores expresados en día

Comparativo de los dos ensayos a una misma temperatura de 25°C

En las figuras 4.3.5 se comparan la cinéticas de mineralización tanto de la atribuible a la gallinaza (a) como de la materia orgánica del suelo 0-15 sin gallinaza (b) y 15-30 (c), de las parcelas Paterna II y Burjassot, expresada la mineralización como porcentaje del N_{org} aportado con la gallinaza y del N_{org} en el suelo al inicio de la incubación, respectivamente.

La mineralización en las dos parcelas es diferente en valores relativos al N_{org} inicial, pero en los dos casos el patrón es similar para las dos parcelas y para las dos capas.

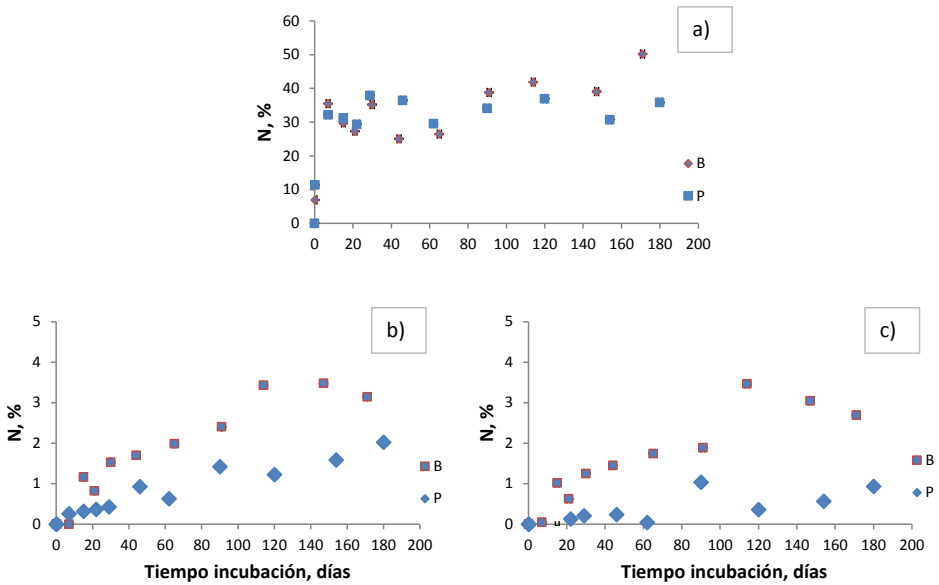


Figura 4.3.5. Comparación de la mineralización acumulada atribuible a la gallinaza (a) y del porcentaje de mineralización del N_{org} del suelo sin gallinaza a 0-15 cm (b) y 15-30 cm (c), en las dos parcelas Paterna II (P) y Burjassot (B), a 25°C. Error estándar ($n=3$)

En la tabla 4.3.9 se resumen los parámetros de mineralización obtenidos con el modelo doble exponencial para la gallinaza y suelos de las dos parcelas. Se eligió el modelo exponencial porque es el que refleja de manera más clara la división de dos fracciones de N_{org} cada una con la misma cinética de mineralización de 1^{er} orden, una lábil y la otra resistente. Se puede ver cómo los valores de N_0 y k fueron bastante diferentes en las dos parcelas para el suelo y para la gallinaza, y lo mismo ocurrió con los parámetros de la fracción resistente N_1 y k_1 .

Tabla 4.3.9. Parámetros de mineralización del N_{org} atribuible a la gallinaza y el suelo sin gallinaza en las dos parcelas (Paterna II y Burjassot) a 25°C, empleando el modelo doble exponencial. N_0 y k corresponden a la fracción lábil del N_{org} y N_1 y k_1 a la fracción resistente

Parcela (experimento)	Material	N_0 (mg N kg ⁻¹)	k (d ⁻¹)	N_1 (mg N kg ⁻¹)	k_1 (d ⁻¹)
Paterna II	Gallinaza	100	1,6	15	0,055
	Suelo 0-15 cm	187	0,001	6	0,00001
	Suelo 15-30 cm	321	0,0002	200	0,000006
Burjassot	Gallinaza	52	1,5	2339	0,0001
	Suelo 0-15 cm	28	0,013	2,6	0,00001
	Suelo 15-30 cm	43	0,014	1,9	0,00001

Discusión

La mineralización del nitrógeno estuvo dominada por el $N-NO_3^-$, mientras que el $N-NH_4^+$ se encontró sólo durante los primeros 7 días de incubación, indicando una rápida nitrificación del nitrógeno mineralizado (datos no mostrados). Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Li *et al.* 2008; Hadas *et al.* 1983; Sistani *et al.* 2008. En los procesos de mineralización la cantidad neta de nitrógeno en forma de amonio es muy pequeña y rápidamente pasa a nitrato (Azeez y Van Averbek, 2010).

Se observó un incremento en la mineralización del nitrógeno tanto en los tratamientos como en el atribuible a la gallinaza por efecto de la temperatura. Este incremento de la mineralización con el aumento de la temperatura es conocido (De Neve *et al.*, 1996; Li *et al.*, 2003; Rodrigo *et al.*, 1997), aunque a partir de un determinado valor de temperatura el crecimiento microbiano, y con ello la mineralización de la materia orgánica, se reduce (Coyne, 1999 citado por Kpombrekou-A y Genus, 2012).

La mineralización atribuible a la gallinaza fue de un 36-48% a 25-35°C, respectivamente, en Paterna II y del 50-33% a 25-15°C, respectivamente, en Burjassot. Resultados que coinciden con otros estudios, como el realizado por Sims (1986), en el que el porcentaje de nitrógeno orgánico mineralizado a lo largo de 150 días, trabajando con tres tipos de gallinaza, estuvo en el rango de 25-40% a 25°C y de 17-64% a 40°C; o los realizados por Bitzer y Sims (1988),

en los que utilizaron 20 diferentes fuentes de gallinaza y el rango de mineralización estuvo entre 40-90% a 23°C. En Hadas *et al.* (1983), la mineralización representó entre un 34-50% del nitrógeno total.

Los resultados de ambos ensayos mostraron que la mineralización atribuible a la gallinaza ocurrió principalmente durante los primeros 7 días posteriores a la aplicación, representando un 90% y 80% de la cantidad total de nitrógeno orgánico mineralizado. Se observaron dos fases de mineralización, una rápida durante los primeros 7 días, y una lenta en la cual casi no hubo mineralización o disminuyó levemente. Estos resultados coinciden con los mostrados por Gale y Gilmour (1986), los cuales señalaron que la fracción rápida sucede en la primera semana de incubación. Castellanos y Pratt (1981), encontraron que aproximadamente el 80-86% de la cantidad total de N mineralizado en gallinaza se produjo dentro de la primera y segunda semana de incubación, respectivamente. En los estudios de Gordillo y Cabrera (1997), donde aplicaron gallinaza en 9 tipos de suelos, el 59% del N total mineralizado se produjo en la primera semana, seguida por una lenta tasa de acumulación posterior; en los trabajos de Hadas *et al.* (1983), la mineralización durante la primera semana fue del 34-44% del nitrógeno total de la gallinaza aportada.

La gallinaza está compuesta por diferentes materiales orgánicos (estiércol de pollo de engorde o ponedoras, y virutas de diferente procedencia) de los cuales unos pueden ser fácilmente descompuestos por los microorganismos y otros suelen tener efecto más recalcitrante, por lo que algunos autores diferencian diferentes fases de descomposición. Gale y Gilmour (1986), identificaron 3 fases: rápida (0-7 días), intermedia (7-14 días) y lenta (posterior a los 14 días), produciéndose la mineralización neta de N a 25°C mayoritariamente durante la fase rápida para todas las fracciones de la gallinaza (fina, gruesa, mezcla), mientras que en la fase intermedia y lenta se produjo un periodo de no aumento o incluso disminución en la concentración de nitrógeno inorgánico para las fracciones fina y en mezcla, mientras que en la fase lenta se produjo un ligero incremento en la fracción gruesa, atribuyendo a inmovilización y desnitrificación las pérdidas de nitrógeno en condiciones de incubación. Castellanos y Pratt (1981), identificaron estas mismas 3 fases en los mismos intervalos de tiempo, siendo los porcentajes de mineralización para cada una de estas fases de 40, 5 y 55%, respectivamente. Hadas *et al.* (1983), diferenció sólo dos fases, una rápida

en la que se produce entre un 30-47% de mineralización de la gallinaza y una lenta en la que se produce el resto de la mineralización. En las condiciones del ensayo realizado se observaron dos fases (figura 4.3.5a), una rápida durante los primeros 7 días, con un porcentaje de mineralización del 36%, y una lenta en la cual casi no hay mineralización o disminuye levemente.

Al analizar la mineralización empleando el N Kjeldahl, se observó que los resultados difieron ostensiblemente de los obtenidos mediante la medida de N_{\min} producido, atribuyéndose esta diferencia a la falta de sensibilidad del método de N Kjeldahl para poder determinar con mayor precisión el contenido de N_{org} en las muestras de suelo. Esta opción se emplea poco por su poca precisión, ya que, en general, los cambios de N_{org} son pequeños y el error de análisis unido a la variabilidad espacial del N_{org} da errores relativos altos para la diferencia de contenidos. Para mejorar la capacidad de detectar pequeñas variaciones, sería conveniente ampliar el número de repeticiones y disminuir la concentración del ácido clorhídrico. Pero en todo caso, permite observar una reducción del nitrógeno orgánico tras la incubación, que es mayor a mayor temperatura.

Con respecto a los modelos cinéticos, hubo pequeñas diferencias entre los diferentes modelos de ajuste, pero se pudo observar que para la mineralización atribuible a la gallinaza y los suelos (0-15 y 15-30) sin adición de abono, los modelos que mejor se ajustaron a los valores obtenidos fueron la cinética de primer orden propuesta por Stanford y Smith (1972) y el modelo hiperbólico de Juma (1984). Zarabi y Jalai (2012), señalaron la cinética de primer orden como uno de los modelos que mejor se ajustó al patrón de mineralización de la gallinaza, con una bondad de ajuste del 0,98 y una tasa de mineralización (k) de $0,0693 \text{ d}^{-1}$.

Para el tratamiento de suelo 0-15 con gallinaza, los modelos que mejor se ajustaron fueron el modelo doble propuesto por Molina (1980) y el híbrido de Bonde y Roswall (1987), en los que se establecen dos grupos de nitrógeno orgánico con diferente grado de estabilidad, obteniéndose un ajuste del 0,83 a 25°C y del 0,89 a 35°C . Estos resultados fueron semejantes a los obtenidos por Hadas *et al.* (1983), cuyo mejor ajuste en un suelo arcilloso con adición de gallinaza e incubado a 25°C por 90 días lo proporcionó el modelo doble, con una constante de mineralización de 4550 y 0,78 para la fracción rápida y lenta, respectivamente. Gordillo y Cabrera (1997), también encontraron que el modelo

que mejor se ajustó al nitrógeno mineralizado de suelos tratados con gallinaza fue el modelo doble, con una constante de mineralización de la fracción rápida variable entre 0,9-4,4, y para la fracción lenta entre 0,018-0,069, dependiendo del tipo de suelo.

La mayoría de las investigaciones usan la relación de la ecuación de Arrhenius y el coeficiente de temperatura Q_{10} para describir la dependencia de mineralización a la temperatura, en la que indican que por cada 10 grados de incremento de temperatura se presenta un incremento en la tasa de mineralización aproximadamente del doble de su valor (Stanford *et al.*, 1973; Gale y Gilmour 1986; Rodrigo *et al.*, 1997; Li *et al.*, 2003), en estos ensayos tal efecto no fue tan evidente, posiblemente debido a la variabilidad en el ajuste de los modelos.

Comparando los resultados de ambos experimentos a la misma temperatura de 25°C, se observó que los resultados en el tratamiento 0-15 con gallinaza fueron similares, con porcentajes de mineralización de un 8 y 10%, respectivamente, no habiendo diferencias significativas ni por el tipo de gallinaza ni por el tipo de suelo.

La cinética fue similar en las dos parcelas, aunque en Burjassot, la tasa de mineralización en la fase lenta fue mayor. Esta diferencia puede ser debida posiblemente tanto al tipo de gallinaza utilizada como al tipo de suelo, donde a pesar de que la gallinaza utilizada en Burjassot presentó un menor contenido de nitrógeno y una mayor relación C/N (ver tabla 4.3.1) puede haber tenido una mayor proporción de compuestos más fácilmente degradables. Por otra parte, el suelo de Burjassot presentó un mayor contenido de arena (51%) respecto a Paterna II (27%), coincidiendo con lo reportado con numerosos autores, en donde la mineralización en suelos arenosos es mayor que en suelos arcillosos.

Diferentes estudios han demostrado que la composición química de la gallinaza y las propiedades del suelo tales como la textura, puede afectar la mineralización (Gordillo y Cabrera, 1997; Castellanos y Pratt, 1981). Castellanos y Pratt (1981), mezclaron 10 estiércoles de animales entre ellos gallinaza con dos tipos de suelos, arcillo-limoso y arenoso, incubados a 23°C durante 10 semanas, encontrando que la cantidad de nitrógeno neto mineralizado fue consistentemente más alta en el suelo arenoso que en el arcilloso. Por su parte, Gordillo y Cabrera (1997), encontraron que los suelos con una mayor relación arena/contenido de

humedad produjeron una mayor mineralización N debido a una mejor aireación y una menor inmovilización de N. Tanto Van Veen *et al.* (1985) como Sorensen y Jensen (1995), asociaron el contenido de limos y arcillas con grandes inmovilizaciones de nitrógeno. Así mismo, Sistani *et al.* (2008), mostraron que hay una correlación positiva de la mineralización del nitrógeno con el contenido de arena y una correlación negativa con el contenido de arcilla de los suelos. Kpombrekou y Genus (2012), encontraron, tras la aplicación de dos tipos de gallinaza provenientes de pollos de engorde y diferente material de cama (serrín y cáscara de cacahuete) en diez suelos, una correlación negativa entre el nitrógeno potencialmente mineralizable con el contenido de limos y arcillas y, por el contrario, una correlación positiva con el contenido de arenas.

Por otra parte, el mayor porcentaje de N_{org} mineralizado de la gallinaza en Burjassot podría deberse también a una mayor fracción de contenido de nitrógeno en la fracción más resistente (Gale y Gilmour, 1986).

La vida media de los diferentes materiales en las dos parcelas (Paterna II y Burjassot) a 25°C, de la fracción resistente del nitrógeno orgánico tanto de la gallinaza como del tratamiento suelo con gallinaza, fue menor en el suelo de Burjassot: 6,3 años frente a 9,5 en Paterna. Lo cual reafirma lo anteriormente expuesto, acerca de que en suelos con mayor contenido de arena, los procesos de mineralización o degradación se suceden más rápidamente. En cambio, para la fracción lábil, el suelo de Burjassot tiene una vida media de 94 días frente a 47 días en Paterna II.

A una menor relación C/N del abono orgánico, la mineralización del nitrógeno orgánico suele ser rápida (Bitzer y Sims, 1988). Este efecto parece observarse en los dos experimentos realizados. La relación C/N fue de 7 en la gallinaza A y de 13 en la gallinaza B, y los porcentajes de mineralización de la fracción orgánica fueron del 36 y 50% a 25°C, en Paterna II y Burjassot, respectivamente, ocurriendo el 80% de esta mineralización en la primera semana. La mineralización del nitrógeno orgánico adicionado al suelo con este tipo de gallinaza comienza con una rápida mineralización de la fracción de nitrógeno fácilmente degradable, seguida de una mineralización de la fracción más resistente, obteniéndose una curva caracterizada por un rápido incremento y una posterior estabilización a través del tiempo de incubación, coincidiendo con lo reportado por (Kpombrekou y Genus, 2012).

4.3.2.2 Mineralización del carbono

El esquema de presentación de los datos, será igual a la utilizada en la mineralización del nitrógeno, inicialmente se mostrarán los resultados obtenidos con de las incubaciones realizadas con suelo de Paterna II, posteriormente los realizados con suelo de Burjassot, una comparativa de estos ensayos a la temperatura común de 25°C y por último la discusión en conjunto de todos los resultados.

Ensayo de incubación con suelo de Paterna II

Este ensayo se realizó a lo largo de 180 días con suelo de la parcela de Paterna II, aplicando una dosis de gallinaza A equivalente a 20 t ha⁻¹, lo que supuso un aporte de 2729 mg kg⁻¹ de C_{org}. La humedad del suelo se mantuvo cercana a capacidad de campo y se emplearon dos temperaturas: 25°C y 35°C (ver sección 4.2.1.3).

Los patrones de mineralización del carbono orgánico (C_{org}) durante 180 días de incubación, en el suelo de 0-15 con gallinaza, a 25°C y 35°C, se muestran en la figura 4.3.6a. La cantidad total de C liberado (mineralizado) fue de 885 mg kg⁻¹ a 25°C y 1080 mg kg⁻¹ a 35°C, lo que equivale a un 6% y 7% del C_{org} inicial presente en el suelo con gallinaza.

El suelo a 0-15 sin gallinaza (figura 4.3.6b) mineralizó 148 mg C kg⁻¹ a una temperatura de 25°C y 343 mg C kg⁻¹ a 35°C lo que corresponde a un 1,2 y 2,8% del carbono orgánico inicial del suelo. El incremento con la temperatura fue del 131%, mucho mayor que en el suelo con gallinaza.

El suelo 15-30 sin gallinaza (figura 4.3.6c) mineralizó 23 mg C kg⁻¹ a una temperatura de 25°C y 46 mg kg⁻¹ a 35°C, lo que corresponde a un 0,24 y 0,5% del carbono orgánico del suelo, respectivamente, con un incremento por efecto de la temperatura del 100%, el cual fue estadísticamente significativo.

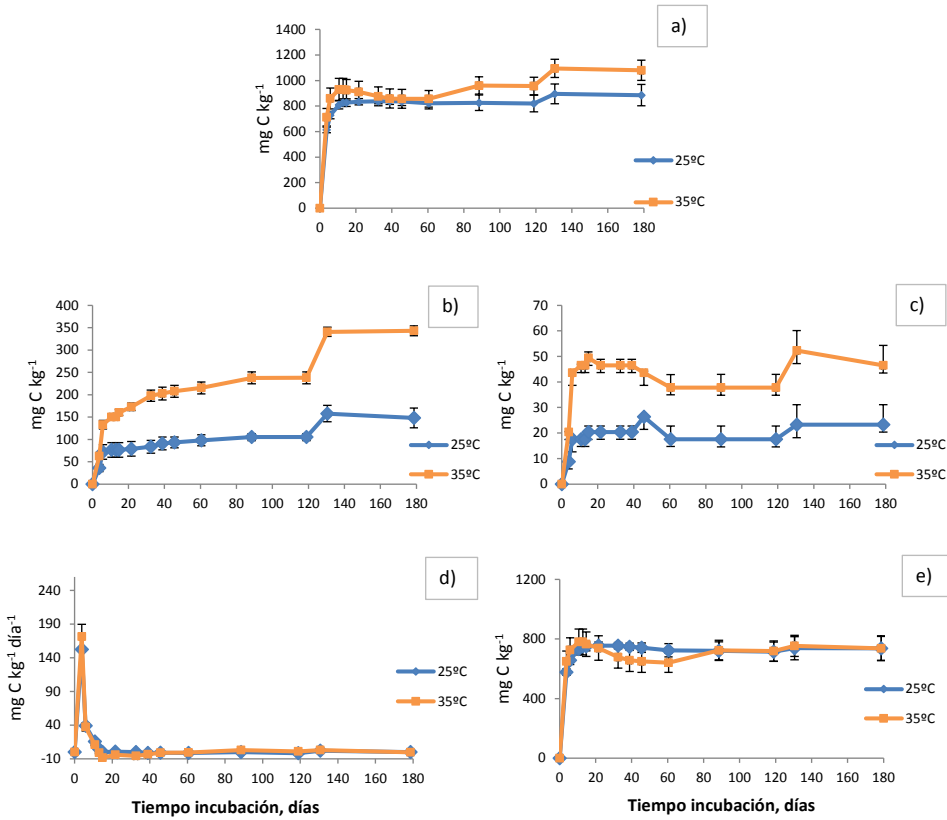


Figura 4.3.6. Mineralización de carbono acumulada en el suelo 0-15 cm con gallinaza (a), en el suelo sin gallinaza a 0-15 cm (b) y 15-30 cm (c), tasa de mineralización diaria de carbono atribuible a la gallinaza (d), mineralización acumulada del carbono atribuible a la gallinaza (e), a 25°C y 35°C. Paterna II. Error estándar (n=3)

La tasa de mineralización del C_{org} atribuible a la gallinaza, se calculó sustrayendo la tasa de mineralización en el suelo sin gallinaza de la tasa del suelo con gallinaza, asumiendo que no hay un efecto *priming* en el suelo. En la figura 4.3.6d se observa la tasa diaria de carbono, en la que la máxima tasa de mineralización ocurrió durante los primeros 4 días de incubación, siendo de 152 y 171 $mg\ C\ kg^{-1}\ día$ para 25 y 35°C, respectivamente. Las diferencias de tasas a estas dos temperaturas no fue estadísticamente significativa ($p \leq 0.05$).

La mineralización acumulada atribuible a la gallinaza se presenta en la figura 4.3.6e. En este ensayo se añadió gallinaza al suelo equivalente a 20 t ha^{-1} lo que equivale a $2729 \text{ mg C kg}^{-1}$ en forma orgánica. La cantidad de C_{org} liberado como CO_2 durante de los 180 días de incubación del suelo fue de 737 mg C kg^{-1} equivalente al 27% del carbono orgánico de la gallinaza, y no estuvo influenciada por la temperatura, por lo que, después de 6 meses de incubación aún había una gran proporción del carbono orgánico de la gallinaza sin mineralizar.

De manera similar a lo que se comentó para el cálculo de la mineralización del N_{org} , la mineralización del C_{org} también puede estimarse por diferencia entre el contenido de carbono orgánico oxidable inicial y final del suelo en el período en cuestión. Los resultados de estos análisis se presentan en la figura 4.3.7a, y en la figura 4.3.7b se presentan ya las diferencias entre el C_{org} al inicio y final del período equivalentes, por tanto, a la estimación de la mineralización del C_{org} de la gallinaza. El C_{org} mineralizado calculado de esta manera fue de $1072 \text{ mg C kg}^{-1}$ a 25°C y de $2204 \text{ mg C kg}^{-1}$ a 35°C , lo que corresponde a un porcentaje de mineralización con respecto al C_{org} , inicial de un 39 y 81%, respectivamente. Este incremento corresponde a un aumento del 105% por efecto de la temperatura, lo cual contrasta con la falta de respuesta mencionada anteriormente cuando se calculó la mineralización del C_{org} del suelo con los datos de emisión de CO_2 del suelo.

De manera similar a lo realizado para la mineralización del N_{org} , se ajustaron diferentes cinéticas de mineralización del C_{org} a los datos experimentales. Se emplearon los mismos modelos que para el N. Los resultados se presentan en las tablas 4.3.10 y 4.3.11. También en este caso los valores del coeficiente de determinación ajustado (R^2_{aj}) fueron similares, en general, para los diferentes modelos y las principales diferencias se observaron entre las muestras de suelo de los diferentes tratamientos.

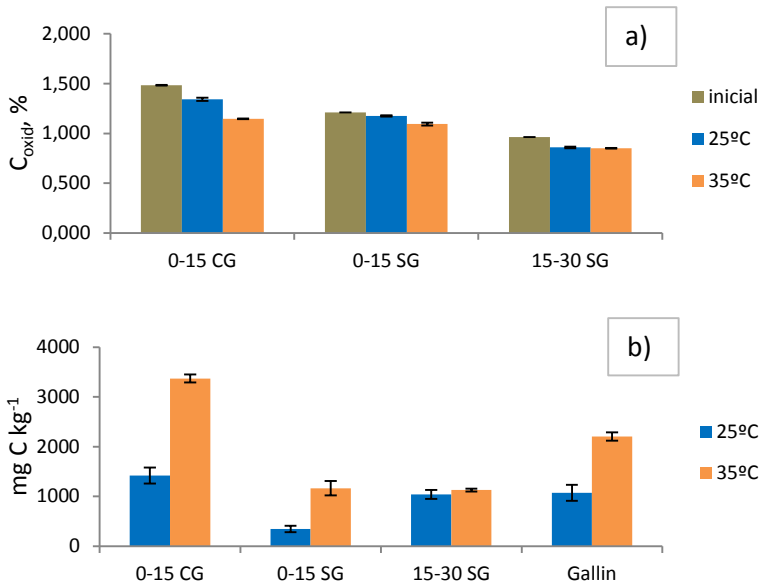


Figura 4.3.7. Contenido de C_{org} oxidable (%) al inicio y final de la incubación a 25°C y 35°C en el suelo con gallinaza a 0-15 cm y sin gallinaza a 0-15 cm y 15-30 cm (a). Carbono orgánico mineralizado en $mg\ kg^{-1}$, obtenido mediante el C_{org} oxidable en los tres tratamientos y el atribuible a la gallinaza, a 25 y 35°C (b). Paterna II. Error estándar ($n=3$)

Tabla 4.3.10. Parámetros de los modelos de mineralización de carbono orgánico (mg C kg^{-1}) a 25°C . Paterna II

Material	Modelo	C ₀	25°C					R ² aj	
			C ₁	C1	k	k ₁	k ₂		b _n
Suelo 0-15 con gallinaza	1er orden simple	842,1			0,326				0,91
	doble exponencial	822,9	2291,3		0,349	0,0001			0,91
	1er orden especial	841,8		0,327	0,326				0,91
	hibrido	822,9			0,349		0,284		0,91
	hiperbólico	870,5						0,001	0,90
Suelo 0-15 sin gallinaza	1er orden simple	94,2			0,015				0,63
	doble exponencial	71,4	44,5		0,255	0,014			0,64
	1er orden especial	92,1		2,258	0,140				0,61
	hibrido	78,5			0,220		0,260		0,65
	hiperbólico	105,2						0,048	0,65
Suelo 15-30 sin gallinaza	1er orden simple	21,2			0,181				0,74
	doble exponencial	21,8	-30,1		0,170	0,0004			0,72
	1er orden especial	21,3		-0,100	0,182				0,73
	hibrido	21,8			0,170		-0,011		0,73
	hiperbólico	22,9						0,147	0,72
Atribuible a la gallinaza	1er orden simple	740,2			0,378				0,89
	doble exponencial	750,8	960,4		0,362	-0,0002			0,89
	1er orden especial	740,5		-0,221	0,378				0,89
	hibrido	751,0			0,362		-0,162		0,89
	hiperbólico	756,0						0,001	0,88

Tabla 4.3.11. Parámetros de los modelos de mineralización de carbono orgánico (mg C kg^{-1}) a 35°C . Paterna II

Material	Modelo	35°C							R^2 aj
		C_0	C_1	$C1$	k	k_1	k_2	b_h	
Suelo 0-15 con gallinaza	1er orden simple	939,3			0,373				0,78
	doble exponencial	869,1	12236,9		0,472	0,00001			0,80
	1er orden especial	940,4		-1,125	0,373				0,77
	hibrido	869,1			0,472		1,089		0,81
	hiperbólico	972,3						0,001	0,78
Suelo 0-15 sin gallinaza	1er orden simple	217,8			0,098				0,90
	doble exponencial	138,7	110,6		0,198	0,021			0,93
	1er orden especial	209,3		9,849	0,091				0,90
	hibrido	178,0			0,144		0,574		0,93
	hiperbólico	248,9						0,032	0,93
Suelo 15-30 sin gallinaza	1er orden simple	44,1			0,285				0,76
	doble exponencial	50,5	69,3		0,221	-0,002			0,81
	1er orden especial	45,5		-1,347	0,289				0,75
	hibrido	51,0			0,218		-0,138		0,82
	hiperbólico	45,3						0,029	0,69
Atribuible a la gallinaza	1er orden simple	719,5			0,635				0,71
	doble exponencial	720,4	5,0		0,632	0,000003			0,69
	1er orden especial	719,9		-0,406	0,636				0,70
	hibrido	721,9			0,626		-0,039		0,70
	hiperbólico	716,7						0,000	0,70

La vida media representa la tasa de descomposición del carbono nativo y el de los materiales incorporados al suelo (Sissoko y Kpombrekou, 2010). La tabla 4.3.12 recoge la vida media de la fracción remanente de carbono orgánico de la gallinaza y los diferentes tratamientos calculada a partir de los resultados de incubación.

Tabla 4.3.12. Coeficientes de mineralización y vida media del carbono orgánico remanente del suelo en los diferentes tratamientos y el atribuible a la gallinaza, a 25°C y 35°C. Paterna II

Material	25°C				35°C			
	k d ⁻¹	k ₁ d ⁻¹	Vida media (año)		k d ⁻¹	k ₁ d ⁻¹	Vida media (año)	
			F. rápida	F. resistente			F. rápida	F. resistente
Atribuible a la gallinaza	0,048	0,004	14,0*	161,0*	0,054	0,005	13,0*	128,0*
Suelo 0-15 con gallinaza	0,009	0,001	80,0*	1,9	0,010	0,001	67,0*	1,9
Suelo 0-15 sin gallinaza	0,001	0,00003	1,9	63,3	0,002	0,0001	1,1	19,0
Suelo 15-30 sin gallinaza	0,0003	0,00003	6,3	63,3	0,0007		2,7	

*Valores expresados en día

Ensayo de incubación con suelo de Burjassot

El segundo ensayo de incubación se realizó durante un periodo de 171 días con suelo proveniente de la parcela de Burjassot con una humedad cercana a capacidad de campo y al que se adicionó una cantidad equivalente a 12 t ha⁻¹ de gallinaza B, lo que supuso un aporte de 2224 mg kg⁻¹ de C_{org}. Las temperaturas de incubación fueron 15 y 25°C (ver sección 4.2.1.3).

La mineralización del C_{org} a lo largo de los 171 días de incubación a 25°C y 15°C para el suelo con gallinaza se presenta en la figura 4.3.8a. La mineralización fue de 1304 mg C kg⁻¹ a 25°C, equivalente a un 9% del C_{org} inicial presente en el suelo con gallinaza. A 15°C esta mineralización fue de 845 mg C kg⁻¹, lo que corresponde a un 5% de mineralización del C_{org} inicial. Con un aumento de 10°C se produjo un incremento de mineralización del 54%.

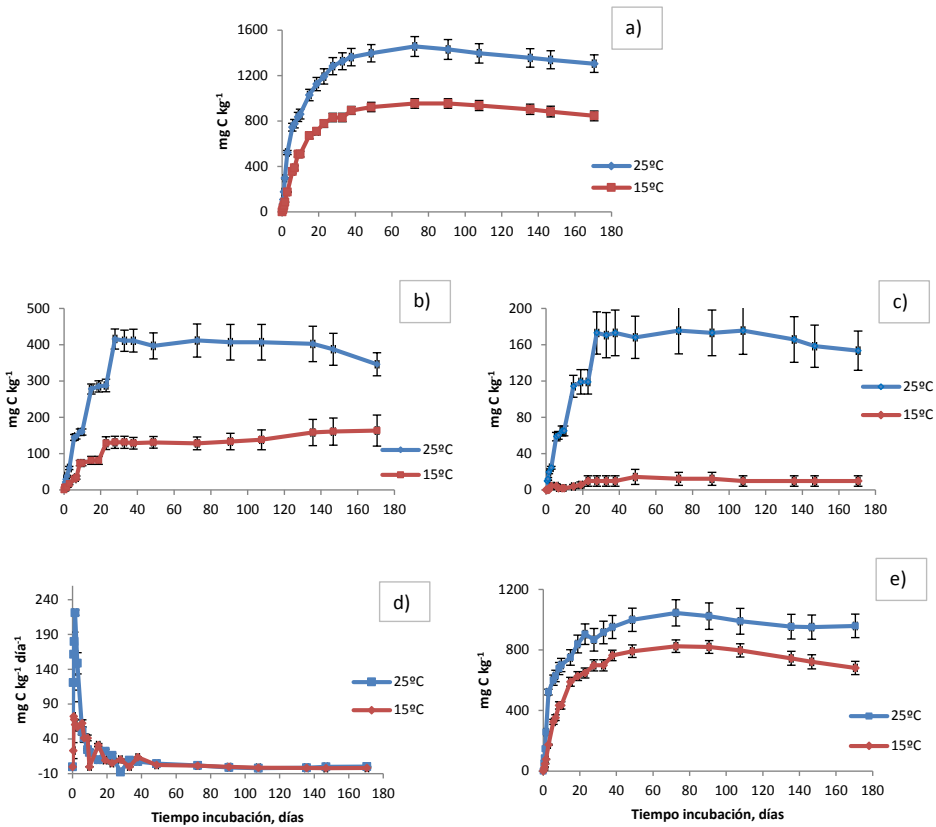


Figura 4.3.8. Mineralización de carbono acumulada en el suelo 0-15 cm con gallinaza (a), en el suelo 0-15 cm sin gallinaza (b) y 15-30 cm sin gallinaza (c), tasa de mineralización diaria del carbono atribuible a la gallinaza (d), mineralización acumulada del carbono atribuible a la gallinaza (e), a 25°C y 15°C. Burjassot. Error estándar (n=3)

En las figuras 4.3.8b y c se presenta la mineralización del C_{org} de la materia orgánica del suelo a 0-15 cm y 15-30 cm, respectivamente. El suelo de 0-15 cm a 25°C mineralizó 346 mg kg⁻¹ y 163 mg kg⁻¹ a 15°C, lo que equivale a un 3 y 1% del C_{org} inicial del suelo. El incremento por efecto de la temperatura fue de un 112%. El suelo proveniente de la profundidad 15-30 cm mineralizó 151 mg kg⁻¹ a una temperatura de 25°C y 49 mg kg⁻¹ a 15°C, lo que equivale a un 1,5 y 0,5% del carbono orgánico del suelo, con un incremento por efecto de la temperatura del 202%.

En la gráfica 4.3.8d se observa la producción diaria de CO₂ proveniente de la gallinaza. Durante el período de incubación, la máxima tasa de mineralización de carbono en las muestras abonadas ocurrió a los 1,5 y 1 días del comienzo, con valores de 221 y 60 mg C kg⁻¹ día para 25°C y 15°C, respectivamente, siendo esta diferencia significativa; posteriormente la tasa respiratoria disminuye a valores mínimos constantes.

En este ensayo se adicionó gallinaza a razón de 12 t ha⁻¹ lo que equivale a 2224 mg C kg⁻¹ en forma orgánica. En la figura 4.3.8e se observa la liberación de CO₂ acumulado, el cual fue de 959 y 681 mg C kg⁻¹ a 25 y 15°C, respectivamente, lo que equivale a un porcentaje de mineralización del 44 y 30% a esas temperaturas, con un incremento significativo del 41% por el aumento de 10°C en la temperatura de incubación.

Para evaluar la mineralización de C_{org} a partir del cambio de carbono orgánico oxidable entre el principio y final de la incubación, en la figura 4.3.9 se muestran los valores de carbono orgánico oxidable en cada tratamiento al inicio y al final del ensayo para ambas temperaturas. El C_{org} disminuyó durante la incubación, siendo mayor la disminución a 25°C. En el suelo 0-15 con gallinaza el C_{org} disminuyó del valor inicial de 1,52% a 1,41% a 25°C y a 1,35% a 15°C. En el suelo 0-15 sin gallinaza se pasó del 1,3% al 1,27 y 1,23%, a esas mismas temperaturas. La disminución del C_{org} por efecto de la temperatura fue estadísticamente significativa ($p \leq 0,05$) en todos los casos.

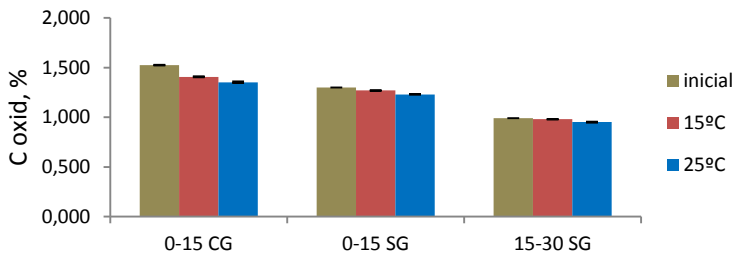


Figura 4.3.9. Contenido de C_{org} oxidable (%) al inicio y final de la incubación a 15°C y 25°C, en el suelo con gallinaza a 0-15 cm y sin gallinaza a 0-15 cm y 15-30 cm. Burjassot. Error estándar (n=3)

En las tablas 4.3.13 y 4.3.14 se presentan los valores de los parámetros obtenidos por el ajuste de los diferentes modelos de mineralización a los datos experimentales. En todos los casos los valores de ajuste de los diferentes modelos para un mismo tipo de suelo, si exceptuamos el modelo parabólico, varían relativamente poco.

Tabla 4.3.13. Parámetros de los modelos de mineralización de carbono orgánico (mg C kg^{-1}) a 25°C. Burjassot

Material	Modelo	Co	C ₁	C1	25°C			b _n	b _p	R ² aj
					k	k ₁	k ₂			
Suelo 0-15 con gallinaza	1er orden simple	1363,6			0,112					0,96
	doble exponencial	360,6	1030,3		0,469	0,074				0,96
	1er orden especial	1311,1		59,718	0,103					0,96
	hibrido	1364,9			0,111		-0,013			0,96
	hiperbólico	1485,5						0,004		0,96
	parabólico	469,1							0,242	0,82
Suelo 0-15 sin gallinaza	1er orden simple	406,0			0,069					0,84
	doble exponencial	265,8	140,2		0,069	0,069				0,84
	1er orden especial	411,4		-5,750	0,070					0,84
	hibrido	500,3			0,052		-0,838			0,85
	hiperbólico	456,0						0,025		0,81
	parabólico	102,3							0,298	0,69
Suelo 15-30 sin gallinaza	1er orden simple	209,8			0,058					0,95
	doble exponencial	133,5	76,5		0,058	0,058				0,95
	1er orden especial	215,0		-5,538	0,061					0,95
	hibrido	272,3			0,042		-0,524			0,96
	hiperbólico	240,1						0,060		0,92
	parabólico	45,6							0,327	0,79
Atribuible a la gallinaza	1er orden simple	955,3			0,149					0,92
	doble exponencial	469,7	520,1		0,390	0,636				0,93
	1er orden especial	918,9		41,433	0,136					0,92
	hibrido	910,4			0,166		0,515			0,92
	hiperbólico	1035,4						0,004		0,93
	parabólico	369,9							0,221	0,79

Tabla 4.3.14. Parámetros de los modelos de mineralización de carbono orgánico (mg C kg⁻¹) a 15°C. Burjassot

Material	Modelo	C ₀	C ₁	C1	15°C					R ² aj	
					k	k ₁	k ₂	b _h	b _p		
Suelo 0-15 con gallinaza	1er orden simple	769,4			0,088						0,97
	doble exponencial	862,3	-6198,4		0,072	0,0001					0,97
	1er orden especial	782,9		-15,024	0,090						0,97
	hibrido	861,9			0,072		-0,879				0,97
	hiperbólico	852,1						0,010			0,95
	parabólico	223,2							0,274		0,79
Suelo 0-15 sin gallinaza	1er orden simple	176,7			0,040						0,91
	doble exponencial	114,7	2573,0		0,076	0,0002					0,93
	1er orden especial	174,6		3,179	0,038						0,91
	hibrido	115,1			0,076		0,506				0,93
	hiperbólico	213,0						0,111			0,92
	parabólico	25,6							0,410		0,90
Suelo 15-30 sin gallinaza	1er orden simple	50,5			0,044						0,81
	doble exponencial	25,7	24,8		0,043	0,044					0,80
	1er orden especial	55,9		-5,920	0,051						0,81
	hibrido	56,3			0,038		-0,045				0,80
	hiperbólico	60,3						0,360			0,78
	parabólico	9,7							0,348		0,69
Atribuible a la gallinaza	1er orden simple	916,4			0,082						0,98
	doble exponencial	990,4	-3809,8		0,072	0,0002					0,98
	1er orden especial	930,4		-15,594	0,084						0,98
	hibrido	990,3			0,072		-0,697				0,98
	hiperbólico	1021,0						0,009			0,96
	parabólico	252,6							0,284		0,82

La vida media del carbono orgánico remanente de la gallinaza y los diferentes tratamientos se muestra en la tabla 4.3.15.

Tabla 4.3.15. Coeficientes de mineralización y vida media del carbono orgánico remanente del suelo en los diferentes tratamientos y el atribuible a la gallinaza, a 25°C y 15°C. Burjassot

Material	25°C				15°C			
	k d ⁻¹	k ₁ d ⁻¹	Vida media (año)		k d ⁻¹	k ₁ d ⁻¹	Vida media (año)	
			F. rápida	F. resistente			F. rápida	F. resistente
Atribuible a la gallinaza	0,042	0,006	16,0*	119,0*	0,025	0,004	28,0*	173,0*
Suelo 0-15 con gallinaza	0,007	0,001	107,0*	1,5	0,004	0,0009	182,0*	2,1
Suelo 0-15 sin gallinaza	0,001	0,00007	1,4	27,1	0,0004		4,7	
Suelo 15-30 sin gallinaza	0,0006	0,00002	3,2	94,9	0,0001		19,0	

*Valores expresados en día

Comparativo de los dos ensayos a una misma temperatura de 25°C

En la figura 4.3.10 se presenta la mineralización del C_{org} en el suelo de las dos parcelas Paterna II y Burjassot, a 25°C.

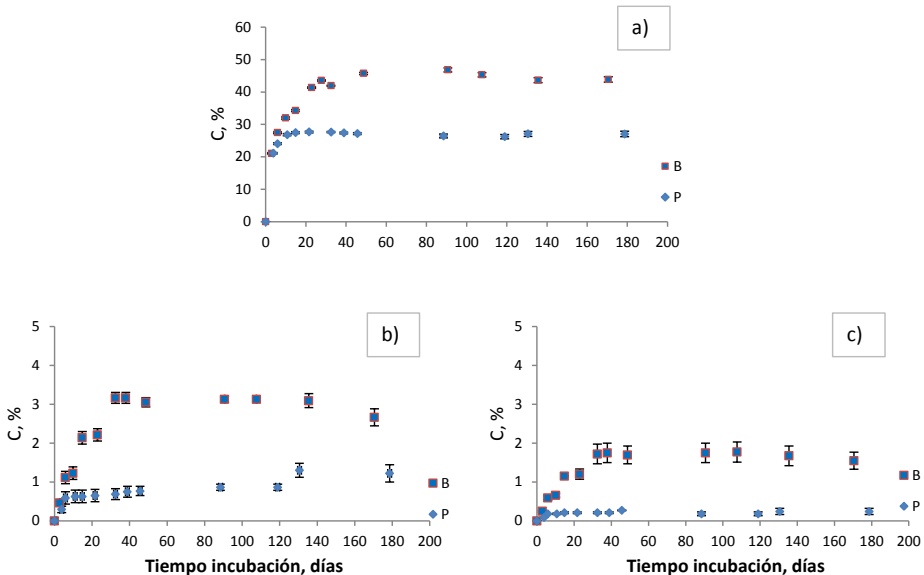


Figura 4.3.10. Comparación del carbono mineralizado acumulado en porcentaje atribuible a la gallinaza (a), en los suelos sin gallinaza 0-15 cm (b) y 15-30 cm (c) de los dos experimentos Paterna (P) y Burjassot (B), a 25°C. Error estándar (n=3)

Discusión

Ambos tratamientos estuvieron caracterizados por una rápida liberación de CO₂ en los primeros 11 días, seguido por una lenta o nula respiración y un ligero incremento hacia el final del periodo de incubación. Este patrón de mineralización del carbono, con una fase rápida inicial seguida de una fase lenta, se ha observado también por otros autores (Saviozzi *et al.*, 1997).

En la mineralización de la gallinaza se observan 2 fases, una rápida (0-11 días) donde se mide casi el 100% del carbono liberado durante los 180 días de incubación, y una fase lenta (a partir de los 11 días) donde apenas hay emisión de CO₂ e incluso se observa una ligera absorción de CO₂.

Resulta llamativo la falta de respuesta a la temperatura. Puede que esto sea debido a que la temperatura óptima para la mineralización del carbono esté en el intervalo ensayado (25 y 35°C) (De Neve *et al.*, 1996).

Se observó una disminución de la vida media con el incremento en la temperatura. El carbono orgánico de la fracción resistente de la gallinaza osciló entre 128-161 días, valores un poco más altos que los encontrados por Ajwa y Tabatabai (1994), que reportan una vida media de este carbono entre 37-61 días, dependiendo del tipo de suelo. A 25°C las constantes de mineralización de la fracción rápida y lenta fueron de 0,0479 y 0,0043 respectivamente, valores muy similares a los reportados por Gale y Gilmour (1986), cuya constante de la fracción rápida osciló entre 0,041-0,049 y en la fracción lenta fue de 0,0047. Estos valores indican que la mineralización de la gallinaza es muy rápida y su contribución al aumento del carbono orgánico de la materia orgánica del suelo es pequeña.

En el tratamiento correspondiente al suelo con gallinaza, el carbono de la fracción resistente presentó una vida media de casi 2 años, valor que se encuentra dentro del rango encontrado por Martín *et al.* (2012), de 1,2-3,5 años, para varios tipos de gallinaza, en suelos franco arcillosos. En el suelo sin gallinaza el carbono de la fracción resistente tiene una vida media prolongada (19 años).

La mineralización acumulada del carbono aumentó mucho en los primeros 73 días y, después, disminuyó ligeramente con el tiempo. Esta cinética es similar a lo obtenidos por Barkle *et al.* (2001), donde la mineralización de carbono de efluentes de ganado lechero a determinadas dosis tuvo un crecimiento

exponencial hasta los 13 días seguido posteriormente de una disminución en el contenido de carbono.

La alta producción inicial de CO₂ y la rápida reducción indican que las formas de carbono presentes en el sustrato fueron utilizadas rápidamente, y el gran crecimiento microbiano ocurrió durante las 24-48 horas transcurridas tras la aplicación de la gallinaza, al igual que señala Barkle *et al.* (2001).

Al igual que ocurrió en el anterior experimento, el C_{org} disminuyó durante la incubación, siendo mayor la disminución a 25°C. Al igual que el ensayo anterior, tanto las cantidades mineralizadas en mg C kg, como los porcentajes de mineralización variaron grandemente entre los obtenidos mediante la respiración a los obtenidos por medida de carbono orgánico oxidable, debido al igual que el nitrógeno Kjeldahl, a la falta de sensibilidad de estos métodos para detectar pequeñas variaciones en el contenido de C_{org}.

Al igual que en el experimento anterior, se observa la corta vida media del carbono de la fracción resistente de la gallinaza, la cual estuvo entre 119-173 días perdurando más a menor temperatura. En el tratamiento suelo con gallinaza, la vida media del carbono de la fracción resistente estuvo entre 2,1 años a 15°C y 1,5 años a 25°C, coincidiendo este último valor con los valores encontrados por Martín *et al.* (2012), donde la vida media de esta fracción, en suelos franco arenosos osciló entre 0,8-1,7 años.

En los tratamientos de los suelos a diferentes profundidades sin gallinaza, se observa la gran estabilidad del carbono de la materia orgánica del suelo. El carbono orgánico en estos suelos no abonados representa una muy estable forma que no puede ser fácilmente descompuesta por los microorganismos del suelo (Sissoko y Kpombrekou, 2010).

Comparando los resultados obtenidos en el tratamiento suelo con gallinaza incubado a 25°C en estos dos experimentos, se observó el mismo comportamiento que cuando se analiza la mineralización del nitrógeno. La constante de mineralización de la fracción lenta (k_1) es menor en el suelo de Burjasot que en el de Paterna, mientras que la constante de la fracción rápida (k_2) es mayor. Esto se ve reflejado en que en suelos con mayor contenido de arena, la mineralización inicial es más lenta pero más prolongada durante el tiempo. Así mismo, la vida media de la fracción resistente en este mismo tratamiento fue

menor en el suelo de Burjassot que la de Paterna, coincidiendo con lo reportado por Martín *et al.* (2012), que señala que la vida media es menor a mayor contenido de arena en el suelo.

Destaca que la producción de CO₂ sea significativamente superior en el suelo de Burjassot, a pesar de recibir una menor dosis de gallinaza (12 t ha⁻¹ frente a las 20 t ha⁻¹ de Paterna). Esto podría ser debido posiblemente al tipo de suelo, ya que el suelo de Burjassot tiene un mayor porcentaje de arena.

La descomposición de la gallinaza en el suelo determinada mediante la evolución de CO₂, estuvo directamente relacionada a la cantidad de carbono en la mezcla sustrato-suelo, resultado que coincide con los obtenidos por Miyittah y Inubushi (2003) y Sissoko y Kpombekou (2010). Como señalan estos autores, la cantidad y la calidad del carbono adicionado, el tipo de suelo, así como la disponibilidad de nutrientes en el suelo son importantes factores que afectan la competición y actividad microbiana, condicionando la descomposición de la gallinaza adicionada al suelo.

Similares resultados encontraron Martín *et al.* (2012), en un ensayo de 70 días con suelo proveniente del horizonte 0-20 cm y con la aplicación de dos tipos diferentes de gallinaza a diferentes dosis, produciéndose un incremento en la producción de CO₂ del 43 y 100% en un suelo franco arenoso con respecto a las mismas dosis aplicadas en un suelo franco arcilloso; en estos mismos suelos sin enmendar el incremento fue del 40% en el suelo franco arenoso respecto del franco arcilloso. Los autores comprobaron que las tasas de liberación de CO₂ eran iguales en ambos suelos, y las diferencias se producían por la diferente cantidad de carbono potencialmente mineralizable de ambos suelos.

Las distintas fracciones de carbono orgánico podrían ser la razón de las diferencias encontradas en ambas parcelas. En Burjasot hubo una mayor fracción de compuestos orgánicos lábiles que produjeron una mayor cantidad de carbono en forma de CO₂. La proporción de carbono mineralizable entre las fracciones lábiles y resistentes cambia por la cantidad de materiales y depende de los tratamientos realizados sobre la gallinaza (Hachicha *et al.*, 2006).

Se observó que, al igual que ocurría con el nitrógeno, la mineralización del carbono del suelo a las dos profundidades, fue significativamente más alta en el

suelo de Burjassot con respecto al de Paterna II, 2,7 frente a 1,2% a 0-15 cm y, 1,5 frente a 0,24% a 15-30 cm.

El análisis estadístico muestra que los suelos no enmendados incubados a una misma temperatura, (25°C) tienen distintas diferencias en su habilidad para liberar su carbono orgánico nativo en forma de CO₂, resultados que coinciden con los obtenidos por Sissoko y Kpombrekou, 2010, donde el tipo de suelo afecta la cantidad CO₂ liberado.

La influencia de la textura del suelo sobre la descomposición del carbono ha sido ampliamente estudiada (Khalil *et al.*, 2005), y varios autores han observado una mayor mineralización en suelos con alto contenido de arenas para diferentes materiales orgánicos. Generalmente, altos contenidos de arcilla en suelos limitan la actividad microbiana debido a la adsorción de los sustratos en las partículas minerales y su incorporación dentro de los agregados del suelo (Sissoko y Kpombrekou, 2010).

4.3.2.3 Resumen de resultados

Los principales resultados de los ensayos de incubación con suelo de Paterna II y Burjassot, durante 180 días y 171 días a 25°C, 35°C y 15°C, relativos a la mineralización del N_{org} de la gallinaza y del suelo fueron:

1. En Paterna II, con una dosis de gallinaza equivalente a 20 t ha⁻¹, la mineralización de la misma fue de 132 y 176 mg N kg⁻¹, a 25 y 35°C, respectivamente, lo que representa un 36% y 48% del N_{org} aportado por la gallinaza. En Burjassot, con una dosis de gallinaza equivalente a 12 t ha⁻¹, la mineralización de la misma fue de 62 y 95 mg N kg⁻¹, a 15 y 25°C, respectivamente, lo que representa un 33% y 50% del N_{org} aportado por la gallinaza.
2. El incremento de la mineralización fue del 33 % en Paterna II de 25 a 35°C y del 53% en Burjassot de 15 a 25°C.
3. El suelo 0-15 sin gallinaza en Paterna II, mineralizó 34 mg N kg⁻¹ a 25°C y 116 mg N kg⁻¹ a 35°C, equivalente a un 2 y 7% del N_{org} del suelo, respectivamente, y en Burjassot, mineralizó 27 mg N kg⁻¹ a 15°C y 36

mg N kg⁻¹ a 25°C, equivalente a un 2% y 3% del N_{org} del suelo, respectivamente.

4. El suelo 15-30 sin gallinaza en Paterna II, mineralizó 12 mg N kg⁻¹ a 25°C y 19 mg N kg⁻¹ a 35°C, equivalente al 1 y 1,5% del nitrógeno orgánico del suelo, respectivamente, y en Burjassot, mineralizó 17 y 22 mg N kg⁻¹ a 15 °C y 25°C, respectivamente, equivalente al 2 y 2,6% del N_{org} del suelo.
5. El incremento de la mineralización del suelo sin gallinaza por efecto de la temperatura, fue de 15 a 25°C aproximadamente del 30% en las dos capas y de 25 a 35°C del 240 % en la capa 0-15 cm y 58% en la capa de 15-30 cm.
6. En todos los casos la cinética de mineralización del N_{org} de la gallinaza fue similar: una fase corta de 7-10 días en los que se mineralizó una gran parte de lo mineralizado en todo el período de incubación, seguido de una fase lenta en que la mineralización fue baja o nula.

Y los principales resultados relativos a la mineralización del C_{org} de la gallinaza y del suelo fueron:

1. En Paterna II, con una dosis de gallinaza equivalente a 20 t ha⁻¹ y un aporte de 2729 mg C_{org} kg⁻¹, la mineralización del C_{org} de la misma fue de 737 mg C kg⁻¹, equivalente al 27% del C_{org} de la gallinaza, independientemente de la temperatura. En Burjassot, con una dosis de gallinaza equivalente a 12 t ha⁻¹ y un aporte de 2224 mg C_{org} kg⁻¹ atribuible a la gallinaza, la mineralización del C_{org} de la misma fue de 681 y 959 mg C kg⁻¹ a 15 y 25°C, respectivamente, equivalente al 30 y 44% del C_{org} de la gallinaza, un incremento del 41%.
2. El incremento de la mineralización del C_{org} de la gallinaza en paterna II fue del 0% de 25 a 35°C, y en Burjassot fue del 41% de 15 a 25°C.
3. El suelo 0-15 sin gallinaza en Paterna II, mineralizó 148 mg C kg⁻¹ a 25°C y 343 mg C kg⁻¹ a 35°C, equivalente a un 1,2% y 2,8% del C_{org} del suelo, respectivamente, y en Burjassot, mineralizó 163 y 346 mg C kg⁻¹ a 15°C y 25°C, respectivamente, equivalente a un 1,2% y 2,8% del C_{org} del suelo.

4. El suelo 15-30 sin gallinaza en Paterna II, mineralizó 23 mg C kg⁻¹ a 25°C y 46 mg C kg⁻¹ a 35°C, equivalente 0,24% y 0,5% del C_{org} del suelo, respectivamente, y en Burjassot, mineralizó 23 y 46 mg C kg⁻¹ a 15°C y 25°C, equivalente 0,24% y 0,5% del C_{org} del suelo, respectivamente.
5. El incremento de la mineralización del C_{org} del suelo por efecto de la temperatura en Paterna II, fue del 132% en la capa 0-15 cm y 100% en la capa de 15-30 cm, al pasar de 25 a 35°C, y en Burjassot, fue del 112% en la capa 0-15 cm y del 208% en la capa de 15-30 cm, al pasar de 15°C a 25°C.
6. El suelo sin gallinaza de 0-15 cm a 25°C mineralizó un 1,2-2,8% del N_{org} del suelo y en la capa 15-30 cm mineralizó un 0,24-0,5% del N_{org} del suelo. Los valores más altos corresponden a la parcela Burjassot.
7. En todos los casos la cinética de mineralización del C_{org} de la gallinaza fue similar a la del N_{org}: una fase corta inicial de unos 10 días en los que se mineralizó una gran parte de lo mineralizado en todo el período de incubación, seguido de una fase lenta en que la mineralización fue baja o nula.
8. La cinética de mineralización del C_{org} de la materia orgánica del suelo en paterna II, fue algo diferente en el suelo 0-15 cm y en 15-30 cm. En los dos casos hay una rápida mineralización en los primeros 4 días y después una fase lenta que en la capa 0-15 cm fue a una tasa mayor que en la capa 15-30 cm. En Burjassot, en los dos capas, durante los primeros 20-25 días se mineralizó aproximadamente todo el C_{org} que se mineralizó en los 171 días de incubación. El patrón fue similar en ambas capas y en las dos temperaturas, aunque los valores fueron más bajos a 15°C y en la capa de 15-30 cm.

4.3.3 Mineralización en condiciones de campo

4.3.3.1 Mineralización del nitrógeno

Parcela Paterna II

Este experimento duró 57 días, entre julio y septiembre de 2013, con una aplicación de gallinaza A de 27,6 t ha⁻¹ (materia fresca) que correspondió a 659 kg N_{org} ha⁻¹, 4798 kg C_{org} ha⁻¹ y 71 kg Cl⁻ ha⁻¹. La gallinaza se incorporó con rotovalor a las dos horas de la aplicación, con una profundidad de labor de unos 15 cm. La temperatura media diaria de la capa superficial de suelo a lo largo del ensayo osciló entre 20 y 29°C, y se produjeron tres lluvias en agosto que supusieron 27,2 mm, y un riego a principios de septiembre de 146 mm, con un aporte total de agua de 173 mm (ver sección 4.2.1.1).

Como se explicó en el apartado 4.2.3, la estimación de la mineralización del N_{org} en el campo se basa en la aplicación de un balance de N a la capa de suelo en la que se pretende determinar la mineralización. Sin embargo, debido a que no se midieron las emisiones gaseosas de N, el balance sólo permite estimar la diferencia: Mineralización-Pérdidas gaseosas. Esta diferencia es, por tanto, una estimación del valor mínimo de la mineralización, es decir, sólo sería igual a la mineralización cuando las pérdidas gaseosas fueran cero. Así pues, la mineralización real siempre será igual o superior a esta diferencia, razón por la que se denomina “Mineralización mínima”.

Antes de presentar los resultados de la estimación de la mineralización mediante el balance de N en la capa de 0-30 cm, se presentan los resultados del drenaje calculado por balance de cloruro y por balance de agua. El drenaje se empleó para el cálculo de la lixiviación de nitrato que se utilizó después en la determinación de la mineralización.

En la tabla 4.3.16 se observan los balances de cloruro para los bloques I, II y III. El drenaje obtenido en el bloque 1 fue de 131 mm, mientras que en los bloques 2 y 3 fue de 108 mm, siendo el promedio en la parcela de 116 mm. Estos drenajes suponen un 76 y 64%, respectivamente, del agua total aportada a la parcela.

En la tabla 4.3.17 se muestran los balances de agua para los tres bloques. Los volúmenes drenados fueron calculados del balance entre la lluvia y la evapotranspiración potencial asumiendo que el déficit de humedad del suelo fue cero al comienzo del experimento.

Mediante este balance se obtuvo un drenaje de 122 mm para el bloque I y de 125 mm para los bloques II y III, valores cercanos a los obtenidos mediante el balance de cloruro. En el balance de agua, la evaporación del suelo se calculó con el modelo EU-Rotate_N. Para la determinación de la lixiviación de nitrato, necesaria para realizar el balance de nitrógeno, se tomó el drenaje estimado por balance de cloruro, y los valores de drenaje obtenidos por balance de agua sólo se emplearon como método de comprobación.

Tabla 4.3.16. Balances de cloruros de 0-30 cm. Paterna II

Bloque I	No. Días	Lluvia	Riego	Gallinaza	Total	Contenido	Contenido	ΔPerfil	Lixiviación	[Cl]as	Drenaje
Período		kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	Inicial suelo	Final suelo	final-inicial	kg Cl ha ⁻¹	mg L ⁻¹	mm
15/07/13 - 22/07/13	7	0,0	0	71	71	112	169	57	13	174	8
22/07/13 - 29/07/13	7	0,0	0	0	0	169	229	61	-61	194	-31
29/07/13 - 14/08/13	16	0,1	0	0	0	229	208	-21	21	201	10
14/08/13 - 02/09/13	19	5,9	0	0	6	208	228	20	-14	172	-8
02/09/13 - 10/09/13	8	0,0	201	0	201	228	169	-59	260	171	152
15/07/13 - 10/09/13	57	6,0	201	71	277	112	169	57	220	182	131

Bloque II	No. Días	Lluvia	Riego	Gallinaza	Total	Contenido	Contenido	ΔPerfil	Lixiviación	[Cl]as	Drenaje
Período		kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	Inicial suelo	Final suelo	final-inicial	kg Cl ha ⁻¹	mg L ⁻¹	mm
15/07/13 - 22/07/13	7	0,0	0	71	71	112	190	79	-8	192	-4
22/07/13 - 29/07/13	7	0,0	0	0	0	190	216	26	-26	212	-12
29/07/13 - 14/08/13	16	0,1	0	0	0	216	188	-28	29	207	14
14/08/13 - 02/09/13	19	5,9	0	0	6	188	176	-12	18	185	10
02/09/13 - 10/09/13	8	0,0	201	0	201	176	189	13	188	185	102
15/07/13 - 10/09/13	57	6,0	201	71	277	112	189	77	200	196	109

Tabla 4.3.16. (Continuación). Balances de cloruros de 0-30 cm. Paterna II

Bloque III	No. Días	Lluvia	Riego	Gallinaza	Total	Contenido	Contenido	Δ Perfil	Lixiviación	[Cl]as	Drenaje
Período		kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	Inicial suelo	Final suelo	final-inicial	kg Cl ha ⁻¹	mg L ⁻¹	mm
15/07/13 - 22/07/13	7	0,0	0	0,0	0	112	112	0	0	183	0
22/07/13 - 29/07/13	7	0,0	0	0,0	0	112	115	4	-4	180	-2
29/07/13 - 14/08/13	16	0,1	0	0,0	0	115	143	28	-27	176	-16
14/08/13 - 02/09/13	19	5,9	0	0,0	6	143	155	12	-6	170	-4
02/09/13 - 10/09/13	8	0,0	201	0,0	201	155	144	-11	212	163	130
15/07/13 - 10/09/13	57	6,0	201	0,0	207	112	144	32	174	175	109

Tabla 4.3.17. Balances de agua a 0-30 cm. Paterna II

Bloque I	Lluvia	Riego	Total	Contenido	Contenido	Δ Perfil	Evaporac	Drenaje
Período	mm	mm	mm	Inicial suelo	Final suelo	final-inicial	mm	mm
15/07/13 - 22/07/13	0,0	0	0	68	56	-11,9	5,4	7
22/07/13 - 29/07/13	0,0	0	0	56	57	1,0	0,3	-1
29/07/13 - 14/08/13	0,0	0	0	57	52	-4,9	1,2	4
14/08/13 - 02/09/13	26,8	0	27	52	60	7,7	14,0	5
02/09/13 - 10/09/13	0,0	146	146	60	70	10,3	27,6	108
15/07/13 - 10/09/13	26,8	146	173	68	70	2,1	48,5	122

Tabla 4.3.17. (Continuación). Balances de agua a 0-30 cm. Paterna II

Bloque II	Lluvia	Riego	Total	Contenido	Contenido	ΔPerfil	Evaporac	Drenaje
Período	mm	mm	aportes	Inicial suelo	Final suelo	final-inicial	mm	mm
15/07/13 - 22/07/13	0,0	0	0	68	58	-9,9	5,4	5
22/07/13 - 29/07/13	0,0	0	0	58	52	-6,1	0,3	6
29/07/13 - 14/08/13	0,0	0	0	52	51	-0,8	1,2	0
14/08/13 - 02/09/13	26,8	0	27	51	60	8,5	14,0	4
02/09/13 - 10/09/13	0,0	146	146	60	68	7,9	27,6	111
15/07/13 - 10/09/13	26,8	146	173	68	68	-0,4	48,5	125

Bloque III	Lluvia	Riego	Total	Contenido	Contenido	ΔPerfil	Evaporac	Drenaje
Período	mm	mm	aportes	Inicial suelo	Final suelo	final-inicial	mm	mm
15/07/13 - 22/07/13	0,0	0	0	68	64	-4,6	5,4	-1
22/07/13 - 29/07/13	0,0	0	0	64	63	-0,8	0,3	1
29/07/13 - 14/08/13	0,0	0	0	63	52	-10,8	1,2	10
14/08/13 - 02/09/13	26,8	0	27	52	63	11,4	14,0	1
02/09/13 - 10/09/13	0,0	146	146	63	68	4,7	27,6	114
15/07/13 - 10/09/13	26,8	146	173	68	68	-0,2	48,5	125

En la tabla 4.3.18 se muestra el balance de nitrógeno en la capa 0-30 cm de los bloques 1 y 2 que corresponden a la zona con gallinaza (CG), y del bloque 3 correspondiente a la zona sin gallinaza (SG). La mineralización de N en el bloque 1 y 2 (zona con gallinaza) fue de 363 y 281 kg N ha⁻¹, y para el bloque 3 (zona sin gallinaza) de 110 kg N ha⁻¹. La mineralización atribuible a la gallinaza fue de: 363-110 = 253 kg N ha⁻¹ en el bloque 1 y 281-110 = 171 kg N ha⁻¹ en el bloque 2, lo que corresponde a un porcentaje de mineralización del N_{org} de la gallinaza del 38 y 26%, respectivamente. En promedio se obtiene una mineralización tras 2 meses desde su aplicación, de 212 kg N ha⁻¹ y un porcentaje del 32%, similar al porcentaje de mineralización (36%) obtenido en incubación a 25°C.

Respecto a la dinámica de la mineralización, en los ensayos de incubación se observó que el grueso de la mineralización de la gallinaza ocurrió en los primeros 7 días tras la aplicación (un 50% de la mineralización total producida en los 180 días), a los 30 días se alcanzó el 62% y a los 90 días el 91% del total mineralizado. En condiciones de campo esa primera mineralización poco después de la aplicación también ocurre, pero supone en este caso un 31% en los bloques con gallinaza. Posteriormente sólo se observa una alta mineralización en el período en el que se aplica un riego importante. Esto puede estar asociado al aumento de humedad del suelo que favorece la mineralización. Hay mucha evidencia en la literatura científica de que si no se dan las condiciones necesarias de temperatura y humedad, la mineralización puede ser muy baja (Leirós *et al.*, 1999). La segunda mineralización observada en campo representó el 67 y 51% para los bloques 1 y 2, respectivamente, promediando ambos bloques un 60% del total mineralizado en los 57 días.

La mineralización del suelo sin gallinaza (110 kg N ha⁻¹) (bloque 3), corresponde a un 1,64% de mineralización de la materia orgánica del suelo, valor muy próximo al obtenido en incubación que fue de 1,71% a 25°C. En este suelo se observó que la mineralización aumentó cuando la humedad fue la adecuada (después del riego).

Los valores negativos de mineralización mínima que se observan en algún período tanto en el bloque 1 como en el bloque 3, indican las incertidumbres y errores en la determinación de algunos de los componentes del balance de N (especialmente de la lixiviación de nitrato) y de la variabilidad espacial del suelo, en relación a las variables medidas. Esta variabilidad ha sido señalada también

por otros autores como Bhogal *et al.* (1999), que encontraron diferentes tasas de mineralización e inmovilización en medidas tomadas en un espacio de 2 m, con coeficientes de variación del 600%. Una desigual distribución durante la incorporación del abono orgánico puede contribuir a altas tasas de mineralización próximas a puntos donde se presenta inmovilización. Goovaerts y Chiang (1993), cifraron la variabilidad del nitrógeno potencialmente mineralizable en un 30% en una parcela de 40m x 40m, y estimaron que serían necesarias al menos 24 muestras de suelo para calcular el contenido de nitrógeno mineralizable con una precisión del 10%. Según esta recomendación, existe una limitación práctica en la medida de la mineralización neta en suelos arables, particularmente en situaciones con desigual incorporación del abono (Bhogal *et al.*, 1999).

Tabla 4.3.18. Balances de nitrógeno a 0-30 cm (kg N ha^{-1}). Paterna II

Bloque I	Lluvia	Riego	Gallinaza	Total	Contenido	Contenido	ΔPerfil	[N-NO₃]_{as}	Lixiviación	M. mínima
Período	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	aportes kg N ha^{-1}	Inicial suelo kg N ha^{-1}	Final suelo kg N ha^{-1}	final-inicial kg N ha^{-1}	mg L^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}
15/07/13 - 22/07/13	0,0	0	49	49	70	227	157	83	6	115
22/07/13 - 29/07/13	0,0	0	0	0	227	232	5	101	-31	-26
29/07/13 - 14/08/13	0,0	0	0	0	232	258	26	115	12	38
14/08/13 - 02/09/13	0,5	0	0	1	258	261	3	131	-10	-8
02/09/13 - 10/09/13	0,0	8	0	8	261	243	-18	177	270	245
15/07/13 - 10/09/13	0,5	8	49	57	70	243	173	122	246	363

Bloque II	Lluvia	Riego	Gallinaza	Total	Contenido	Contenido	ΔPerfil	[N-NO₃]_{as}	Lixiviación	M. mínima
Período	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	aportes kg N ha^{-1}	Inicial suelo kg N ha^{-1}	Final suelo kg N ha^{-1}	final-inicial kg N ha^{-1}	mg L^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}
15/07/13 - 22/07/13	0,0	0	49	49	70	207	137	82	-3	85
22/07/13 - 29/07/13	0,0	0	0	0	207	228	21	97	-12	9
29/07/13 - 14/08/13	0,0	0	0	0	228	247	19	127	17	36
14/08/13 - 02/09/13	0,5	0	0	1	247	243	-5	130	13	7
02/09/13 - 10/09/13	0,0	8	0	8	243	234	-9	157	159	143
15/07/13 - 10/09/13	0,5	8	49	57	70	234	164	119	174	281

Tabla 4.3.18. (Continuación). Balances de nitrógeno a 0-30 cm (kg N ha^{-1}). Paterna II

Bloque III	Lluvia	Riego	Gallinaza	Total	Contenido	Contenido	Δ Perfil	[N-NO ₃] _{as}	Lixiviación	M. mínima
Período	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	Inicial suelo kg N ha^{-1}	Final suelo kg N ha^{-1}	final-inicial kg N ha^{-1}	mg L^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}
15/07/13 - 22/07/13	0,0	0	0	0	70	56	-14	68	0	-14
22/07/13 - 29/07/13	0,0	0	0	0	56	68	12	56	-1	11
29/07/13 - 14/08/13	0,0	0	0	0	68	98	29	68	-11	19
14/08/13 - 02/09/13	0,5	0	0	1	98	115	18	83	-3	14
02/09/13 - 10/09/13	0,0	8	0	8	115	89	-27	88	115	80
15/07/13 - 10/09/13	0,5	8	0	8	70	89	19	73	100	110

En la figura 4.3.11 se observa el porcentaje de nitrógeno Kjeldahl de las muestras iniciales y finales obtenidas en campo de los 3 bloques a 0-30 cm. El nitrógeno Kjeldahl inicial fue de 0,165%, 0,154% y 0,136% en los bloques 1, 2 y 3, respectivamente, mientras que los valores al final del ensayo fueron 0,134%, 0,133% y 0,117%, respectivamente. El porcentaje de mineralización del nitrógeno orgánico en el suelo con gallinaza y sin gallinaza fue de un 14%.

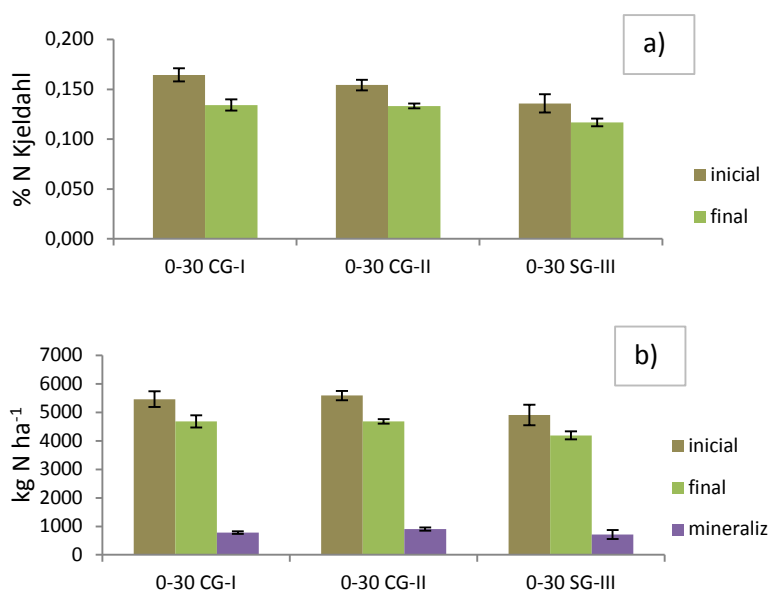


Figura 4.3.11. Nitrógeno Kjeldahl (%) inicial y final del suelo con gallinaza (CG) de los bloques 1 (I) y 2 (II), y suelo sin gallinaza (SG) del bloque 3 (III), a 0-30 cm (a). Nitrógeno Kjeldahl expresado en kg ha⁻¹ de las muestras iniciales, finales y el nitrógeno mineralizado obtenido mediante N Kjeldahl (b). Paterna II. Error estándar (n=3)

Parcela Burjassot

Este segundo experimento tuvo una duración de 70 días y se desarrolló durante los meses de octubre a diciembre de 2013. La dosis aplicada de gallinaza B fue de 16,8 t ha⁻¹ en el bloque 1 y de 10,4 t ha⁻¹ en el bloque 2, lo que correspondió a 316 y 195 kg N_{org} ha⁻¹, 4022 y 2490 kg C_{org} ha⁻¹ y 45 y 28 kg Cl ha⁻¹ aplicados en el bloque 1 y 2, respectivamente. La gallinaza se esparció

manualmente a fin de obtener una aplicación lo más homogénea posible, y dos horas después se incorporó al suelo con la labor de reja pero debido a que no se realizó una buena incorporación, se realizó una labor adicional con el rotovator dos días después. La temperatura de la capa superficial de suelo osciló en el período de ensayo entre 10 y 20°C, se produjeron siete eventos de precipitación (6,1 mm) y tres riegos con un aporte de 347 mm (ver sección 4.2.1.2).

En la tabla 4.3.19 se recogen los balances de cloruros para los bloques 1 y 2, en las zonas con gallinaza, y los bloques 1 y 2 en las zonas sin gallinaza. El drenaje a 30 cm en el bloque 1 CG y bloque 2 SG fue de 156 mm, en los bloques 2 CG y 1 SG fue de 143 mm, obteniéndose mayor drenaje en la zona más próxima a la entrada de agua. El drenaje calculado corresponde a un 44 y 41% del agua aportada a la parcela.

En la tabla 4.3.20 se observa el promedio del drenaje obtenido mediante balance de agua para los cuatro bloques, el cual fue de 199 mm, valor próximo a los drenajes obtenidos mediante balance de cloruros, si bien esta cantidad podría estar sobreestimada por el hecho de que al no estar el suelo totalmente desnudo durante todo el período, sino que la cebolla se trasplantó una vez comenzado el ensayo, la evapotranspiración podría estar infraestimada. Para el cálculo de la lixiviación se utilizó el drenaje obtenido por balance de cloruro.

Tabla 4.3.19. Balances de cloruros a 0-30 cm. Burjassot

Bloque I CG	No. Días	Lluvia	Riego	Gallinaza	Total aportes	Contenido Inicial suelo	Contenido Final suelo	Δ Perfil final-inicial	Lixiviación	[Cl]as	Drenaje
Período		kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	mg L ⁻¹	mm
8/10/13 - 10/10/13	2	0,0	0	45	45	244	235	-9	55	462	12
10/10/13 - 18/10/13	8	0,0	0	0	0	235	262	27	-27	415	-7
18/10/13 - 22/10/13	4	0,0	0	0	0	262	244	-18	18	420	4
22/10/13 - 4/11/13	13	0,2	190	0	190	244	109	-135	325	340	95
4/11/13 - 20/11/13	16	0,3	84	0	84	109	107	-2	86	199	43
20/11/13 - 4/12/13	14	0,1	0	0	0	107	140	33	-33	153	-21
4/12/13 - 19/12/13	15	0,7	116	0	116	140	197	57	59	200	30
8/10/13 - 19/12/13	72	1,4	389	45	436	244	197	-47	483	313	156

Bloque II CG	No. Días	Lluvia	Riego	Gallinaza	Total aportes	Contenido Inicial suelo	Contenido Final suelo	Δ Perfil final-inicial	Lixiviación	[Cl]as	Drenaje
Período		kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	mg L ⁻¹	mm
8/10/13 - 10/10/13	2	0,0	0	28	28	243	238	-6	34	440	8
10/10/13 - 18/10/13	8	0,0	0	0	0	238	288	50	-50	471	-11
18/10/13 - 22/10/13	4	0,0	0	0	0	288	263	-25	25	478	5
22/10/13 - 4/11/13	13	0,2	190	0	190	263	89	-174	364	372	98
4/11/13 - 20/11/13	16	0,3	84	0	84	89	74	-14	99	198	50
20/11/13 - 4/12/13	14	0,1	0	0	0	74	102	27	-27	135	-20
4/12/13 - 19/12/13	15	0,7	116	0	116	102	191	90	26	182	15
8/10/13 - 19/12/13	72	1,4	389	28	419	243	191	-52	471	325	145

Tabla 4.3.19. (Continuación). Balances de cloruros a 0-30 cm. Burjassot

Bloque ISG	No. Días	Lluvia	Riego	Total	Contenido	Contenido	ΔPerfil	Lixiviación	[Cl]as	Drenaje
Período		kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	aportes kg Cl ha ⁻¹	Inicial suelo kg Cl ha ⁻¹	Final suelo kg Cl ha ⁻¹	final-inicial kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	mg L ⁻¹	mm
8/10/13 - 10/10/13	2	0,0	0	0	244	244	0,0	0	510	0
10/10/13 - 18/10/13	8	0,0	0	0	244	213	-30,8	31	496	6
18/10/13 - 22/10/13	4	0,0	0	0	213	227	14,0	-14	495	-3
22/10/13 - 4/11/13	13	0,2	190	190	227	120	-107,2	297	377	79
4/11/13 - 20/11/13	16	0,3	84	84	120	105	-15,2	100	184	54
20/11/13 - 4/12/13	14	0,1	0	0	105	124	19,2	-19	154	-12
4/12/13 - 19/12/13	15	0,7	116	116	124	199	75,5	41	217	19
8/10/13 - 19/12/13	72	1,4	389	391	244	199	-44,5	435	347	143

Bloque IISG	No. Días	Lluvia	Riego	Total	Contenido	Contenido	ΔPerfil	Lixiviación	[Cl]as	Drenaje
Período		kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	aportes kg Cl ha ⁻¹	Inicial suelo kg Cl ha ⁻¹	Final suelo kg Cl ha ⁻¹	final-inicial kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	mg L ⁻¹	mm
8/10/13 - 10/10/13	2	0,0	0	0	243	243	0	0	421	0
10/10/13 - 18/10/13	8	0,0	0	0	243	205	-38	38	425	9
18/10/13 - 22/10/13	4	0,0	0	0	205	292	86	-86	480	-18
22/10/13 - 4/11/13	13	0,2	190	190	292	96	-195	385	369	104
4/11/13 - 20/11/13	16	0,3	84	84	96	149	53	32	175	18
20/11/13 - 4/12/13	14	0,1	0	0	149	128	-21	21	161	13
4/12/13 - 19/12/13	15	0,7	116	116	128	184	56	60	213	28
8/10/13 - 19/12/13	72	1,4	389	391	243	184	-60	450	320	155

Tabla 4.3.20. Balances de agua a 0-30 cm. Burjassot

Promedio bloques	Lluvia	Riego	Total	Contenido	Contenido	Δ Perfil	Evaporac	Drenaje
Período	mm	mm	aportes	Inicial suelo	Final suelo	final-inicial	mm	mm
8/10/13 - 10/10/13	0,0	0	0	40	40	-0,2	3	-3
10/10/13 - 18/10/13	0,0	0	0	40	34	-6,2	2	4
18/10/13 - 22/10/13	0,0	0	0	34	35	0,7	0	-1
22/10/13 - 4/11/13	0,9	169	170	35	55	20,2	32	118
4/11/13 - 20/11/13	1,2	75	76	55	46	-9,2	35	50
20/11/13 - 4/12/13	0,6	0	1	46	39	-6,5	29	-22
4/12/13 - 19/12/13	3,3	103	106	39	54	14,9	38	53
8/10/13 - 19/12/13	6,0	347	353	40	54	13,7	140	199

En la tabla 4.3.21 se muestra el balance de nitrógeno en la capa 0-30 cm de las zonas con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG), realizado durante el otoño 2013. La mineralización mínima producida en los bloques 1 y 2 con gallinaza fue de 129 y 111 kg N ha⁻¹, y para los bloques 1 y 2 sin gallinaza fue de 87 y 65 kg N ha⁻¹. La mineralización atribuible a la gallinaza fue de 53 y 35 kg N ha⁻¹ para los bloques 1 y 2, lo que corresponde a un porcentaje de mineralización de la gallinaza del 18% en ambos bloques, un porcentaje muy por debajo al porcentaje de mineralización obtenido en la incubación a 15°C, que fue del 33%.

Analizando los momentos en que se produce la mineralización (después de su aplicación y de un riego) se observó que la primera mineralización que suele producirse después de la aplicación de la enmienda en este caso no ocurrió, debido posiblemente a que la gallinaza no fue debidamente incorporada hasta dos días después de su aplicación, habiéndose podido producir una pérdida de nitrógeno por volatilización en forma de NH₃.

Otro factor que puede estar influenciando la baja mineralización (respecto de la registrada en el otro ensayo) es la temperatura, ya que este ensayo la temperatura del suelo estuvo entre 10 y 20°C al desarrollarse durante el otoño, mientras que en el ensayo anterior la temperatura del suelo osciló entre 20 y 29°C, y como se ha observado en los ensayos de incubación, es evidente el efecto de la temperatura sobre este proceso, siendo menor la mineralización a una menor temperatura. En los estudios realizados por Raison *et al.* (1987), en la época de otoño (temperaturas de 13 a 6°C), las tasas de mineralización fueron bajas.

También se pudieron producir pérdidas por desnitrificación en momentos concretos tras el riego por inundación, ya que en esta parcela se aplicaron más riegos (347 mm en este ensayo contra 146 mm del ensayo en Paterna II).

La mineralización del suelo sin gallinaza (76 kg N ha⁻¹) supone un 2,1% de mineralización de la materia orgánica del suelo, valor que está muy por debajo del obtenido en la incubación que fue del 3,4% a 15°C

y un poco por encima del obtenido en campo en la parcela de Paterna. Este resultado coincide con el de los ensayos de incubación, donde se observó que la mineralización en el suelo de Burjassot era más alta que la mineralización en el suelo de Paterna.

Tabla 4.3.21. Balances de nitrógeno a 0-30 cm (kg ha^{-1}). Burjassot

Bloque I CG	Lluvia	Riego	Gallinaza	Total	Contenido	Contenido	Δ Perfil	[N-NO ₃] _{as}	Lixiviación	M. mínima
Período	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	aportes kg N ha^{-1}	Inicial suelo kg N ha^{-1}	Final suelo kg N ha^{-1}	final-inicial kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}
8/10/13 - 10/10/13	0,0	0	70	70	122	165	42	243	29	1
10/10/13 - 18/10/13	0,0	0	0	0	165	208	43	243	-16	27
18/10/13 - 22/10/13	0,0	0	0	0	208	211	4	262	11	15
22/10/13 - 4/11/13	0,0	7	0	7	211	40	-171	198	189	12
4/11/13 - 20/11/13	0,0	3	0	3	40	70	30	106	46	73
20/11/13 - 4/12/13	0,0	0	0	0	70	68	-2	88	-19	-21
4/12/13 - 19/12/13	0,1	4	0	4	68	71	3	78	23	22
8/10/13 - 19/12/13	0,1	13	70	83	122	71	-51	174	264	129

Bloque II CG	Lluvia	Riego	Gallinaza	Total	Contenido	Contenido	Δ Perfil	[N-NO ₃] _{as}	Lixiviación	M. mínima
Período	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	aportes kg N ha^{-1}	Inicial suelo kg N ha^{-1}	Final suelo kg N ha^{-1}	final-inicial kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}
8/10/13 - 10/10/13	0,0	0	43	43	127	144	18	219	17	-9
10/10/13 - 18/10/13	0,0	0	0	0	144	187	43	216	-23	20
18/10/13 - 22/10/13	0,0	0	0	0	187	189	3	222	12	14
22/10/13 - 4/11/13	0,0	7	0	7	189	60	-129	176	173	37
4/11/13 - 20/11/13	0,0	3	0	3	60	82	22	100	50	69
20/11/13 - 4/12/13	0,0	0	0	0	82	76	-6	91	-18	-24
4/12/13 - 19/12/13	0,1	4	0	4	76	72	-4	85	12	4
8/10/13 - 19/12/13	0,1	13	43	57	127	72	-54	159	222	111

Tabla 4.3.21. (Continuación). Balances de nitrógeno a 0-30 cm (kg ha^{-1}). Burjassot

Bloque ISG	Lluvia	Riego	Total aportes	Contenido Inicial suelo	Contenido Final suelo	Δ Perfil final-inicial	[N-NO ₃] _{as}	Lixiviación	M. mínima
Período	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}
8/10/13 - 10/10/13	0,0	0	0	122	122	0	242	0	0
10/10/13 - 18/10/13	0,0	0	0	122	117	-5	220	14	9
18/10/13 - 22/10/13	0,0	0	0	117	126	9	231	-7	2
22/10/13 - 4/11/13	0,0	7	7	126	34	-92	173	137	38
4/11/13 - 20/11/13	0,0	3	3	34	36	2	71	38	37
20/11/13 - 4/12/13	0,0	0	0	36	56	20	69	-9	12
4/12/13 - 19/12/13	0,1	4	4	56	37	-19	66	12	-10
8/10/13 - 19/12/13	0,1	13	14	122	37	-85	153	186	87

Bloque II SG	Lluvia	Riego	Total aportes	Contenido Inicial suelo	Contenido Final suelo	Δ Perfil final-inicial	[N-NO ₃] _{as}	Lixiviación	M. mínima
Período	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg N ha^{-1}
8/10/13 - 10/10/13	0,0	0	0	127	127	0	213	0	0
10/10/13 - 18/10/13	0,0	0	0	127	102	-24	202	18	-6
18/10/13 - 22/10/13	0,0	0	0	102	161	58	217	-39	19
22/10/13 - 4/11/13	0,0	7	7	161	22	-139	153	160	15
4/11/13 - 20/11/13	0,0	3	3	22	43	21	64	12	30
20/11/13 - 4/12/13	0,0	0	0	43	43	1	69	9	10
4/12/13 - 19/12/13	0,1	4	4	43	28	-15	59	17	-3
8/10/13 - 19/12/13	0,1	13	14	127	28	-98	140	177	65

En la figura 4.3.12 se observa el porcentaje de nitrógeno Kjeldahl a 0-30 cm de las muestras iniciales y finales obtenidas en campo de los bloques 1 y 2 con gallinaza y de los bloques 1 y 2 sin gallinaza. Como es de esperarse se observa una reducción del nitrógeno orgánico al final del experimento como consecuencia de la mineralización. El nitrógeno Kjeldahl inicial promedió 0.199% en los bloques con gallinaza, y 0.197% en los bloques sin gallinaza, mientras que al final del ensayo el valor medio fue de 0.175% para los bloques abonados y 0.181% para los que no recibieron gallinaza.

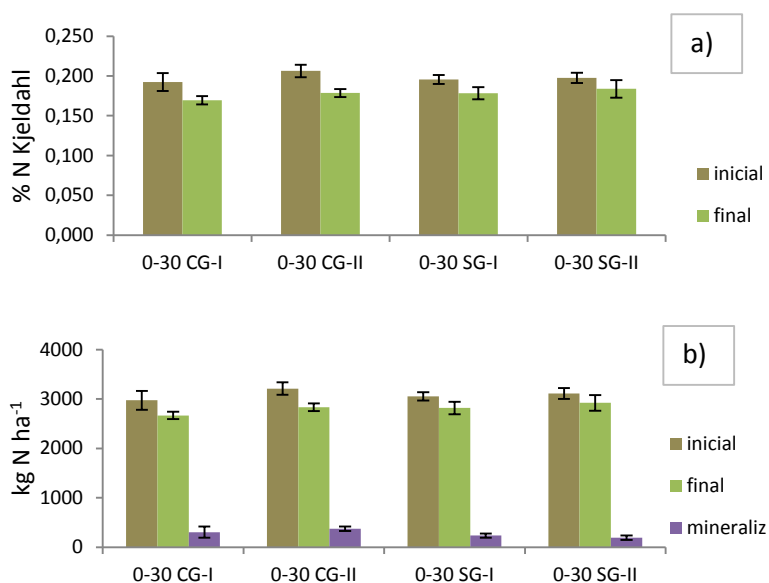


Figura 4.3.12. Nitrógeno Kjeldahl (%) inicial y final del suelo con gallinaza (CG) bloques 1 (I) y 2 (II), y suelo sin gallinaza (SG) bloques 1 y 2, a 0-30 cm (a). Nitrógeno Kjeldahl expresado en kg ha⁻¹ de las muestras iniciales, finales y el nitrógeno mineralizado obtenido mediante N Kjeldahl (b). Burjassot. Error estándar (n=3)

4.3.3.2 Mineralización del carbono

Parcela Paterna II

En la figura 4.3.13a se recogen las tasas de respiración medidas a lo largo del ensayo, en las zonas con y sin gallinaza. La tasa de respiración del suelo promedio en la zona con gallinaza fue de $0,554 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y en la zona sin gallinaza fue de $0,299 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, siendo significativamente diferentes. De la diferencia entre las dos tasas se puede obtener la tasa media de emisión de CO_2 debida a la gallinaza, que fue de $0,325 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, lo que corresponde a un incremento del 85% con respecto a las emisiones del suelo sin gallinaza.

En las figuras 4.3.13b y c se observa las condiciones de humedad y temperatura del suelo en el momento de realizar las medidas de tasa de respiración. Al inicio del ensayo, el suelo tenía una humedad volumétrica entre el 11 y 17%, disminuyendo hasta un 4,5% a mediados de agosto (punto 4°), posteriormente la humedad subió a un 9-13% después de las lluvias registradas a finales de agosto, seguido de la mayor humedad volumétrica (20%) posterior del riego para finalmente volver a disminuir. La humedad volumétrica en promedio fue de 12,5% no habiendo diferencias significativas entre la zona con y sin gallinaza.

La temperatura promedio estuvo en 25°C no habiendo diferencia significativa entre tratamientos. Las temperaturas más bajas se presentaron después del riego y fueron disminuyendo hacia final de septiembre.

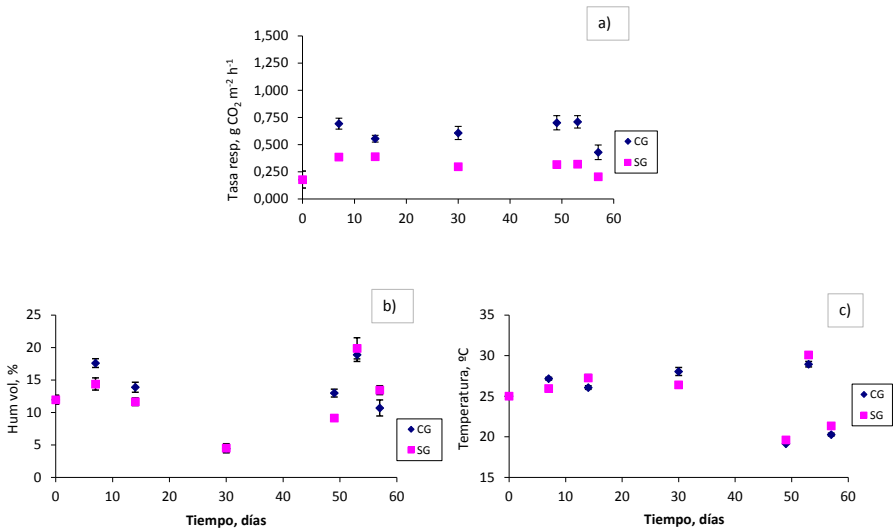


Figura 4.3.13. Tasa de respiración ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) medida en campo en las zonas con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG) (a). Humedad volumétrica (%) (b) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$) (c) del suelo a 5 cm, existente durante las lecturas de respiración. Paterna II. Error estándar ($n=6$)

Según Rochette y Gregorich (1998), Rochette y Hutchinson (2005) y Ding *et al.* (2007), las emisiones realizadas en la zona horaria entre las 9:00 y las 12:00 (EST), se asemejan a los valores promedios durante el día. Para evaluar este comportamiento en estas condiciones, se trató de hacer un seguimiento a las emisiones emitidas a lo largo de un día (figura 4.3.14), obteniéndose valores promedios de 0,383 y 0,232 $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en las zonas CG y SG.

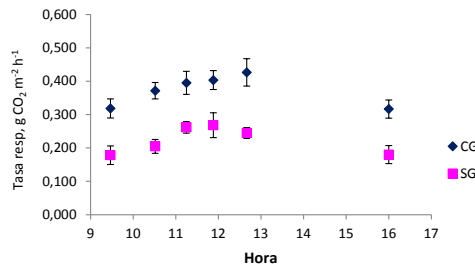


Figura 4.3.14. Tasa de emisión de CO₂ a lo largo del día, para los tratamientos con y sin gallinaza. Paterna II. Error estándar ($n=6$)

Puesto que la mayoría de las medidas se hicieron en esa franja horaria (excepto el punto 6° que se realizó a las 12:00) y asumiendo lo recogido por dichos autores, se tomó la medida instantánea como valor promedio diario, por lo que durante los 57 días el suelo con gallinaza emitió 7576 kg CO₂ ha⁻¹ equivalente a 2066 kg C ha⁻¹ y, el suelo sin gallinaza emitió 3133 kg CO₂ ha⁻¹ (854 kg C ha⁻¹), lo que representaría un 4,5% de su contenido de carbono orgánico, un porcentaje muy superior a lo determinado en condiciones de incubación (1%). Por otra parte, la gallinaza emitió 4446 kg CO₂ ha⁻¹ (1212 kg C ha⁻¹) en el período estudiado, lo que corresponde a un 27% del carbono orgánico aplicado en forma de gallinaza.

Parcela Burjassot

Las tasas de respiración se presentan en la figura 4.3.15a. Las mayores tasas se observaron durante los primeros días después de la aplicación y la incorporación de la gallinaza al suelo, y después fueron disminuyendo. No se observaron diferencias significativas entre tratamientos, a pesar de que durante los primeros días hubo una mayor tasa de respiración en las zonas con gallinaza. Se observó una correlación significativa entre la tasa de respiración y la humedad durante primeros días del experimento. Sin embargo, este efecto puede deberse a que las dos variables cambiaron con el tiempo.

En este ensayo, los valores de humedad y temperatura de suelo (figuras 4.3.15b y c) en el momento de la medida de la respiración fueron diferentes a los de Paterna II. La temperatura durante los primeros 15 días en los puntos de medida promedió unos 20°C, disminuyendo progresivamente hasta terminar sobre los 10°C. La humedad volumétrica al comienzo del ensayo era baja, ya que el suelo estaba desnudo desde final de julio que acabó el cultivo anterior (calabaza). En los primeros 15 días estuvo alrededor del 5% y sobre los 27 días aumentó como consecuencia de los riegos, coincidiendo las humedades más altas de 21 y 25%, con los dos riegos de mayor lámina aplicada.

En los primeros días del ensayo donde el factor limitante fue la humedad pero aún hubo altas tasas de respiración, la temperatura probablemente tuvo una mayor influencia que la humedad sobre las emisiones de CO₂, como lo obtenido por Rochette y Hutchinson (2005).

Rochette y Gregorich (1998), que encontraron que entre 78-95% de la variación en las tasas de emisión de CO₂ eran explicadas por la temperatura del suelo.

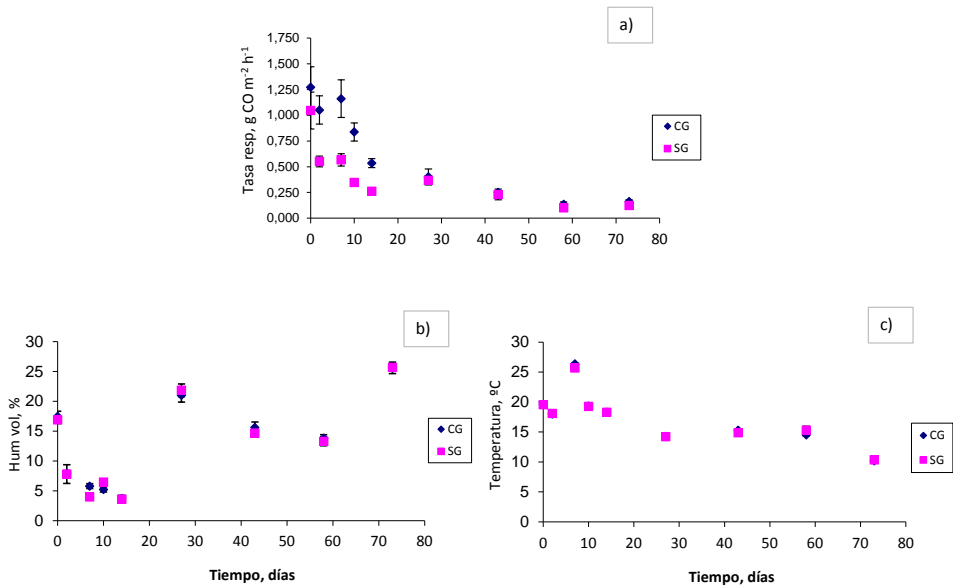


Figura 4.3.15. Tasa de respiración (g CO₂ m⁻² h⁻¹) medida en campo en las zonas con y sin gallinaza (a). Humedad volumétrica (%) (b) y temperatura (°C) (c) del suelo a 5 cm, existente durante las lecturas de respiración. Burjassot. Error estándar (n=6)

Las tasas promedio para los 70 días fueron de 0,363 g CO₂ m⁻² h⁻¹ para las zonas con gallinaza y 0,251 g CO₂ m⁻² h⁻¹ para las zonas sin gallinaza, siendo la emisión de CO₂ atribuible a la gallinaza de 0,112 g CO₂ m⁻² h⁻¹. El incremento de la tasa en la zona con gallinaza respecto del suelo no tratado es del 44%, siendo este incremento mucho menor que el observado en Paterna II (85%). En ambos casos este incremento fue muy superior al reportado por Ding *et al.* (2007), en el que la adición de abono orgánico contribuyó con tan solo un 16% al incremento de emisiones de CO₂ (comparado con tratamientos que recibieron fertilizante químico NPK).

Durante los 70 días, el suelo con gallinaza tuvo una emisión de 6095 kg CO₂ ha⁻¹ equivalente a 1662 kg C ha⁻¹, y el suelo sin gallinaza emitió 4220 kg CO₂ ha⁻¹ (1150 kg C ha⁻¹) lo que representaría un 7% de su contenido de carbono orgánico, un porcentaje muy superior a lo determinado en condiciones de incubación (1%).

Es difícil extrapolar estas tasas emitidas a valores anuales para compararlas con las de otros estudios, ya que la temperatura varía a lo largo del año. Rochette y Gregorich (1998), midieron tasas en suelos con adiciones de estiércol de ganado lechero y midieron tasas que oscilan entre 5700-7000 kg C ha⁻¹ año⁻¹ en cultivos de maíz y trigo.

De la diferencia de las emisiones entre los tratamientos, se obtiene que las emisiones atribuidas a la gallinaza fueron 1875 kg CO₂ ha⁻¹ ó 511 kg C ha⁻¹, lo que corresponde a un 16% del carbono orgánico aplicado en forma de gallinaza. Estos porcentajes de carbono emitido como CO₂ con respecto al carbono orgánico aplicado, en los dos experimentos (20 y 16%), son menores a lo observado por Rochette y Hutchinson (2005), que cifran la emisión en forma de CO₂ en un 40-76% del carbono orgánico aplicado en forma de estiércol de ganado lechero.

En todo caso, trabajos realizados por Morari *et al.* (2006), durante al menos 25 años, encontraron que la aplicación de estiércol de ganado permitió el mantenimiento del carbono del suelo y, por tanto, contribuyó a la conservación de su calidad, por lo que consideraron una buena práctica agrícola para el secuestro del carbono y mantenimiento de la calidad del suelo, el uso de este tipo de enmiendas orgánicas. En este estudio se observó que la mineralización de la gallinaza se produjo a corto plazo, pero se necesitaría realizar estudios a largo plazo para poder concluir si la adición de gallinaza al suelo de forma reiterada es una práctica agrícola que puede ser considerada como mejorador de los contenidos de materia orgánica del suelo y por lo tanto favorecer el secuestro de carbono.

4.3.3.3 Resumen de resultados

Los principales resultados de este ensayo de campo en Paterna II y Burjassot, relativos a la mineralización del N_{org} de la gallinaza y del suelo fueron:

1. En Paterna II, La gallinaza aplicada ($27,6 \text{ t ha}^{-1}$) con un total de $659 \text{ kg } N_{org}$ mineralizó en promedio 212 kg N ha^{-1} en un período de 57 días. Esta mineralización representa el 32% del N_{org} de la gallinaza. En Burjassot, la aplicación de $16,8$ y $10,4 \text{ t ha}^{-1}$ a dos zonas o bloques de suelo, equivalente a 316 y $195 \text{ kg } N_{org} \text{ ha}^{-1}$, respectivamente, produjeron una mineralización (mínima) en 70 días de 17 y 18% del N_{org} aportado, respectivamente.
2. En Paterna II, la mineralización del N_{org} de la materia orgánica del suelo de la misma parcela (pero sin gallinaza) en el mismo período de tiempo en la capa 0-30 cm fue de 110 kg N ha^{-1} lo que equivale a un 1,64% del N_{org} del suelo. En Burjassot, la mineralización del N_{org} de la materia orgánica del suelo, en los bloques sin gallinaza, en la capa de 0-30 cm en ese mismo período fue en promedio de $77 \text{ kg } N_{org} \text{ ha}^{-1}$, equivalente al 2,1% del N_{org} inicial del suelo.

Resumiendo los resultados anteriores de este ensayo de campo en Paterna II y Burjassot, relativos a la mineralización del C_{org} de la gallinaza y del suelo se puede concluir:

1. En Paterna II, la gallinaza aplicada ($27,6 \text{ t ha}^{-1}$) aportó $4798 \text{ kg C ha}^{-1}$ de los que en promedio se mineralizaron 950 kg C ha^{-1} en un período de 57 días. Esta mineralización supuso el 20% del C_{org} aportado. En Burjassot, la aplicación de $16,8$ y $10,4 \text{ t ha}^{-1}$ a dos zonas o bloques de suelo, equivalente a 4022 y $2490 \text{ kg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$, produjeron una mineralización (mínima) en 70 días del 16% en promedio del C_{org} aportado.
2. En Paterna II, la mineralización del C_{org} de la materia orgánica del suelo sin gallinaza, en el mismo período de tiempo, fue de $1115 \text{ kg C ha}^{-1}$, lo que equivale al 6,5% del C_{org} de la capa 0-30 cm del suelo. En Burjassot, la mineralización del C_{org} de la materia orgánica del suelo, en los bloques sin gallinaza, fue en promedio de $1150 \text{ kg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$, equivalente al 4,5% del C_{org} inicial del suelo de la capa de 0-30 cm.

4.3.4 Análisis conjunto de los ensayos de incubación y campo

MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO

Paterna II

Como los datos de incubación fueron presentados en mg kg^{-1} , para poder realizar la comparación con los datos obtenidos en campo, fue necesario convertir estos datos a kg ha^{-1} y sumar los valores obtenidos en las dos profundidades 0-15 y 15-30 cm, ya que el balance de nitrógeno se hizo para la capa de 0-30 cm. Para ello se empleó la densidad aparente medida en la parcela durante el ensayo de campo.

En la figura 4.3.16 se presenta la mineralización acumulada de nitrógeno en los primeros 30 cm de suelo obtenida en las incubaciones del suelo con gallinaza y sin gallinaza, y expresada en kg N ha^{-1} . A 25°C , la mineralización del suelo con gallinaza (CG) fue de 318 kg N ha^{-1} , y la del suelo sin gallinaza (SG) de 91 kg N ha^{-1} . A 35°C la cantidad mineralizada incrementó significativamente, siendo de 572 kg N ha^{-1} en el tratamiento CG y de 271 kg N ha^{-1} en el tratamiento SG.

La mineralización atribuible a la gallinaza fue de 227 kg N ha^{-1} a 25°C y de 301 kg N ha^{-1} a 35°C , lo que corresponde a un 48 y 64% del nitrógeno orgánico aplicado, que es mayor que la estimada en el ensayo de campo. Por otra parte, los suelos sin gallinaza mineralizaron un 1,71 y un 5% del nitrógeno orgánico inicial, a 25 y 35°C , respectivamente.

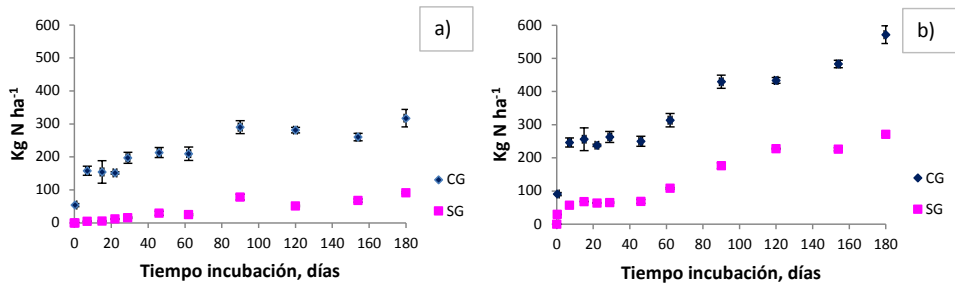


Figura 4.3.16. Mineralización de nitrógeno acumulada kg ha^{-1} correspondiente a la capa 0-30 cm, obtenida en condiciones controladas a 25°C (a) y 35°C (b), para el suelo con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG). Paterna II. Error estándar ($n=3$)

Las cinéticas de mineralización obtenidas con los ensayos de incubación pueden ser utilizadas como herramienta para predecir la mineralización en campo, y en este caso se han empleado para comparar los resultados obtenidos bajo las dos condiciones. Para ello, se utilizó la cinética de primer orden y el modelo híbrido por ser las que presentaron un mejor ajuste para la mineralización de la gallinaza con un R^2 ajustado del 80%. Como estas cinéticas están en mg kg^{-1} , se hace necesario convertirlas a kg ha^{-1} multiplicándose por la d_a ($0,9384 \text{ gr cm}^{-3}$) y la profundidad, y para ajustar el valor se divide por el R^2 ajustado.

$$N_p = 123 * (1 - \exp(-1,3984 * \text{Dia})) * d_a * 1,5 * 1 / R^2$$

$$N_p = 125,67 * \text{Dia} / ((0,0048 * 125,67) + \text{Dia}) * 1 / R^2$$

Con la cinética de primer orden, se obtiene que la mineralización del nitrógeno orgánico de la gallinaza a los 57 días, sería de 217 kg N ha^{-1} , valor muy semejante a lo obtenido en campo (212 kg N ha^{-1}).

Burjassot

En la figura 4.3.17 se observa la mineralización acumulada de nitrógeno para la capa 0-30 cm, expresada en kg N ha^{-1} , y obtenida en la incubación de los suelos con gallinaza y sin gallinaza. La mineralización a 25°C para muestras CG fue de 323 kg N ha^{-1} , y para muestras SG de 131 kg N ha^{-1} , mientras que a 15°C se observa una menor mineralización, 239 kg N ha^{-1} para muestras CG y 106 kg N ha^{-1} para muestras SG. A 25°C y 15°C, la mineralización de la gallinaza

corresponde a un 83% y un 57% del nitrógeno orgánico aplicado, respectivamente, y los suelos no enmendados mineralizaron un 6,2 y 3,4% del N_{org} del suelo a esas mismas temperaturas.

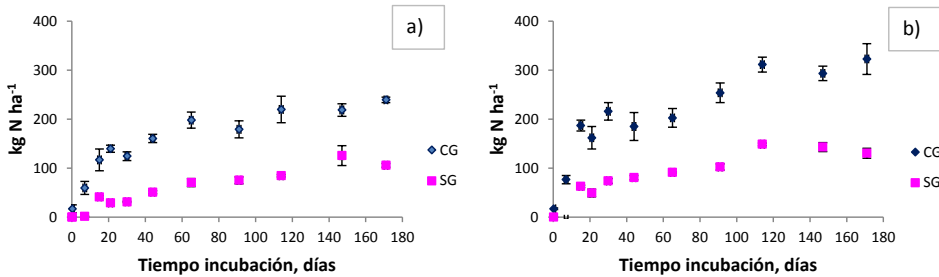


Figura 4.3.17. Mineralización de nitrógeno acumulada $kg\ ha^{-1}$ correspondiente a la capa 0-30 cm, obtenida en condiciones controladas a 15°C (a) y 25°C (b), para el suelo con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG). Burjassot. Error estándar (n=3)

Utilizando los modelos doble e híbrido que fueron los que proporcionaron un mejor ajuste, se obtiene que a los 70 días la mineralización prevista era de 90 $kg\ N\ ha^{-1}$, sin embargo en campo la mineralización mínima fue menor, 44 $kg\ N\ ha^{-1}$, debido a las posibles pérdidas ocurridas. La densidad aparente de la capa 0-15 cm en este ensayo y utilizada para la conversión de unidades, fue de 0,8462 $gr\ cm^{-3}$.

$$N_p = (41,11 * (1 - \exp(-1,9232 * \text{Dia})) + 153,375 * (1 - \exp(-0,00052 * \text{Dia}))) * da * 1,5 * 1/R^2$$

$$N_p = (41,19 * (1 - \exp(-1,9187 * \text{Dia})) + 0,077 * \text{Dia}) * da * 1,5 * 1/R^2$$

MINERALIZACIÓN DE CARBONO

Paterna II

La gallinaza emitió 3485 kg CO₂ ha⁻¹ (950 kg C ha⁻¹) en el período estudiado, lo que corresponde a un 20% del carbono orgánico aplicado en forma de gallinaza. Este porcentaje es algo inferior al resultado obtenido en laboratorio (27%), pero ni el tiempo ni las condiciones fueron similares (sobre todo la humedad del suelo). El efecto del tiempo en la comparación tiene menor importancia, dado que la mayor parte de la mineralización en la incubación ocurrió en los primeros 10 días.

Utilizando los modelos de primer orden e híbrido, que fueron las cinéticas que mejor se ajustaron a la mineralización del carbono orgánico de la gallinaza a 25°C con un R² ajustado del 89%, se calculó que, para la duración del ensayo en campo, la emisión sería de 1041 kg C ha⁻¹, lo que correspondería a un 22%.

$$C_p = 740,23 \cdot (1 - \exp(-0,3777 \cdot \text{Dia})) \cdot \text{da} \cdot 1,5$$

$$C_p = 750,95 \cdot (1 - \exp(-0,3618 \cdot \text{Dia})) + (-0,1615 \cdot \text{Dia}) \cdot \text{da} \cdot 1,5$$

Burjassot

Las emisiones atribuidas a la gallinaza fueron 1875 kg CO₂ ha⁻¹ ó 511 kg C ha⁻¹, lo que corresponde a un 16% del carbono orgánico aplicado en forma de gallinaza, porcentaje inferior al resultado obtenido en laboratorio (30%).

Utilizando los modelos doble e híbrido, que fueron las cinéticas que mejor se ajustaron a la mineralización del carbono orgánico de la gallinaza a 15°C con un R² ajustado del 0.97, se obtiene una emisión para el tiempo de duración del ensayo de 1000 kg C ha⁻¹, lo que correspondería aproximadamente al 30% del carbono orgánico aplicado.

$$C_p = (862,26 \cdot (1 - \exp(-0,072 \cdot \text{Dia})) - 6198,41 \cdot (1 - \exp(-0,00014 \cdot \text{Dia}))) \cdot \text{da} \cdot 1,5$$

$$C_p = (861,89 \cdot (1 - \exp(-0,0724 \cdot \text{Dia})) - 0,8789 \cdot \text{Dia}) \cdot \text{da} \cdot 1,5$$

4.4 CONCLUSIONES

- La cantidad de N orgánico por cada tonelada de gallinaza aplicada fue de 22 kg, y de N mineral 3 kg. En la fracción mineral predominó la forma amónica.
- En condiciones controladas de temperatura en el rango 15-35°C, y humedad próxima a capacidad de campo, se mineralizó en los primeros siete días entre el 23-38% del N orgánico aportado por la gallinaza, y a los 180 días el 33-50%, lo que equivale a un aporte entre 7-11 kg N por tonelada de gallinaza aplicada.
- Se observó un efecto de la textura del suelo sobre la cantidad y tasa de mineralización.
- En los ensayos realizados en campo, se mineralizó entre el 17-32% del nitrógeno orgánico de la gallinaza dos meses después de su aplicación.
- El aumento de la temperatura incrementó las tasas de mineralización de la gallinaza. Este incremento fue del 50% al pasar de 15 a 25°C y del 33% al pasar de 25 a 35 °C.
- La mineralización del carbono de la gallinaza en condiciones controladas se produjo principalmente en los primeros 15 días entre un 26-34% del carbono de la gallinaza. Las tasas de respiración en el suelo medidas *in situ*, fueron entre un 44-85% más altas en las zonas con aplicación de gallinaza. La mineralización estuvo entre un 16-20% del carbono aportado.
- Para gallinaza las diferentes ecuaciones cinéticas utilizadas proporcionaron similares valores de nitrógeno y carbono potencialmente mineralizable, siendo el modelo de cinética de primer orden el más versátil.
- La gallinaza emitió entre 1875-3485 kg CO² ha⁻¹ m², lo que representa entre 511-950 kg C ha⁻¹ durante los 70 días de estudio.

Capítulo 5

**Mineralización del suelo y de la gallinaza
durante el cultivo de coliflor**

Capítulo 5

5. MINERALIZACIÓN DEL SUELO Y DE LA GALLINAZA DURANTE EL CULTIVO DE COLIFLOR

5.1 INTRODUCCIÓN

En el capítulo anterior se ha considerado la mineralización de la gallinaza tanto en condiciones de campo como bajo condiciones controladas de humedad y temperatura en el laboratorio. Sin embargo, la fertilización del cultivo de coliflor (o de cualquier otro cultivo) debería tener en cuenta no sólo el N mineral disponible en el suelo cuando se va a realizar la plantación que dependerá de la aplicación de la gallinaza aplicada unos meses antes, sino también de la mineralización residual de la gallinaza durante el cultivo y, también, del aporte de N por la mineralización de la materia orgánica del suelo. En este capítulo se tratarán estos dos aspectos.

La coliflor (*Brassica oleracea* var. *botrytis* L.) es un cultivo que se adapta bien a los suelos de textura media, pH entre ligeramente ácido o moderadamente alcalino, con buen drenaje y presenta una tolerancia media a la salinidad (Pomares *et al.*, 2007a). Según el Anuario de Estadística Agraria (Magrama, 2015) en España se cultivaron en el año 2013 unas 6400 ha de coliflor con una producción de 146.700 t. En la Comunidad Valenciana la superficie cultivada fue de 982 ha (de las cuales un tercio corresponde a la provincia de Valencia), con un rendimiento promedio de 24 t ha⁻¹ y una producción total de 23.883 t, siendo un cultivo habitual de las rotaciones en la zona de la huerta de Valencia, especialmente como cultivo de invierno.

En la Comunidad Valenciana se puede producir coliflor de buena calidad, de forma ininterrumpida desde finales de septiembre hasta principios de mayo

mediante el escalonamiento de los trasplantes utilizando variedades de diferente ciclo: ciclo corto (<80 días), ciclo medio (90 a 130 días), ciclo largo (130 a 140 días) y ciclo extralargo (>180 días). La variedad utilizada en esta tesis fue la Triomphant, una variedad de ciclo extralargo (>180 días) que se caracteriza por ser una variedad vigorosa, con pella muy blanca, compacta y bien cubierta (Soria *et al.*, 2007), si bien en la Comunidad Valenciana completa su ciclo en unos 150 días.

En cuanto a su nutrición, de los macroelementos es el potasio el que la planta de coliflor extrae en mayor cantidad, seguido del nitrógeno y el fósforo. En la tabla 5.1.1 se presenta la absorción de nutrientes del suelo por el cultivo de la coliflor (excluyendo las raíces) según diferentes trabajos realizados en la Comunidad Valenciana.

Tabla 5.1.1. Absorción de nutrientes del suelo por el cultivo de coliflor (excluyendo raíces). Fuente: Pomares *et al.* (2007a), Pomares (2007b) y Ramos y Pomares (2011)

Autor	Ciclo cultivo	Producción	Absorción de nutrientes kg ha ⁻¹		
			N	P ₂ O ₅	K ₂ O
(Casas 1994) en Pomares, 2007a	medio		287-373	54-103	232-373
(Gil 2007) en Pomares, 2007a	largo		211-244	49-95	264-384
Pomares, 2007b		27-42	216-263	58-125	258-382
Ramos y Pomares, 2011		30	220-250	70-90	300-360

En los estudios realizados por Cutcliffe y Munro (1976) en Canada, obtuvieron las máximas producciones con aplicaciones de 112–224 kg N ha⁻¹, 49-98 kg P ha⁻¹ y 93 kg K ha⁻¹. Fink *et al.* (1999) en Alemania, determinaron los contenidos de N, P, K y Mg de la materia fresca total (100 t ha⁻¹) en 3.2, 0.48, 3.3 y 0.14 kg t⁻¹, respectivamente.

Según los datos obtenidos por el grupo de investigación del Centro de Desarrollo de Agricultura Sostenible del IVIA (informe del proyecto de investigación N°. RTA2011-00136-C04-01, datos no publicados), se estableció que la cantidad de N mineral disponible en la capa de 0-60 cm suficiente para una producción de 40 t ha⁻¹ fue de 220-250 kg N ha⁻¹. Otros autores, establecieron como necesidades de N_{min} para este cultivo valores relativamente similares.

Thompson *et al.* (2000a), encontraron que la absorción de nitrógeno de la parte aérea fue de 250 kg N ha⁻¹. Doerge *et al.* (1991), encontraron que abonados de 225-280 kg N ha⁻¹ fueron suficientes para una producción óptima. Fink (2005), establece como necesidades kg N ha⁻¹ de N_{min} en la capa 0-60 cm. Everaarts y Moel (1995), encontraron que la cantidad óptima de fertilización nitrogenada fue de 224 kgN ha⁻¹ en la capa de 0-60 cm. La absorción de N depende bastante de la materia seca producida y, por tanto, del ciclo de cultivo. Esto puede explicar gran parte de la variación entre los valores encontrados en los diferentes trabajos.

Estas necesidades normalmente son cubiertas con la fertilización química que hace el agricultor, pero en la zona de la huerta valenciana con las prácticas habituales de aporte de abonos orgánicos y el enterrado de los restos de cosecha de los cultivos anteriores, se hace necesario tener en cuenta la mineralización que se puede producir durante el cultivo a fin de mejorar los planes de fertilización y la eficiencia en el uso del N.

Por ello, el objetivo de este capítulo fue cuantificar el aporte de N que supone la mineralización de la materia orgánica del suelo durante el cultivo. Un objetivo adicional fue estudiar el comportamiento a medio plazo de la mineralización de gallinaza aportada antes de la plantación.

5.2 MATERIALES Y MÉTODOS

5.2.1 Descripción de los ensayos de mineralización

5.2.1.1 Ensayo de campo en la parcela de Paterna I

Se desarrolló durante octubre 2012 y febrero 2013 con una duración de 136 días. Este experimento se llevó a cabo en las zonas borde de la parcela experimental del grupo de investigación del IVIA en Paterna I, en el cual se estaban evaluando diferentes dosis de abonado nitrogenado en coliflor. Se establecieron cuatro bloques de 6m² (2m x 3m) en las zonas consideradas como borde en el área experimental del grupo investigación IVIA (excepto el bloque B1C, que quedó dentro de una unidad experimental), dos bloques con planta (C) y dos bloques sin planta (S) eliminando para estos últimos las plantas presentes,

configurando así cuatro bloques experimentales: B1C, B2S, B3S, B4C (figura 5.2.1).

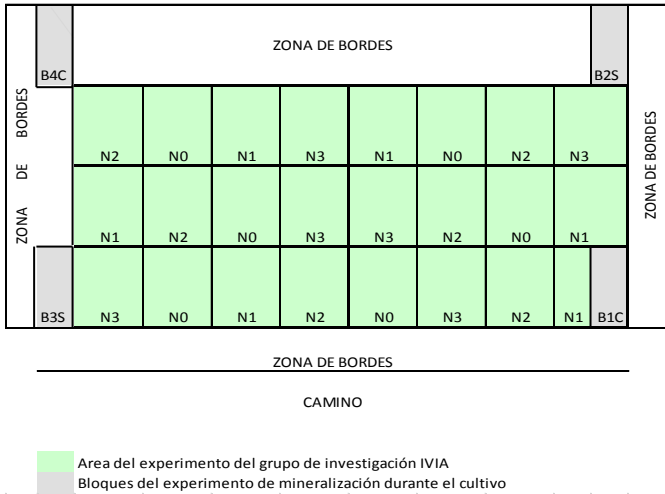


Figura 5.2.1. Diseño del experimento en Paterna I

Se realizaron 9 muestreos de suelo, siendo el primer muestreo el 8 de octubre debido a la imposibilidad de entrar a la parcela después del riego de plantación y a la importante precipitación de 160 mm caída unos días después. Los muestreos posteriores se realizaron cada 15 días en los dos primeros meses del ensayo y uno cada tres semanas hasta el final del mismo (0, 16, 28, 44, 56, 71, 99, 116 y 136 días desde el comienzo del ensayo). Éste comenzó 21 días después del establecimiento del cultivo. A lo largo del ensayo se hicieron 18 medidas de respiración de suelo.

Las principales labores de campo realizadas fueron la labor de aporcado realizada el 8 de octubre de 2012, justo antes del primer muestreo, y el abonado realizado el 29 de octubre de 2012 a los 42 días del trasplante de la coliflor. Los bloques B1 y B4 con planta, recibieron 50 y 100 kg N ha⁻¹, respectivamente y, los bloques sin planta no recibieron abono. Los aportes de agua durante el cultivo fueron de 562 mm por riego y 262 mm por lluvia durante el cultivo, pero durante el ensayo se dieron cuatro riegos que supusieron unos aportes de 378 mm y por lluvia el aporte fue de 102 mm. En la tabla 5.2.1 se recogen las actividades relacionadas con este ensayo.

Tabla 5.2.1. Cronograma del experimento mineralización durante el cultivo en Paterna I. Período 2012-2013

Mes	Sept			Octubre					Noviembre					Diciembre				Enero					Febrero													
Día:	17	28	8	12	13	15	19	20	21	24	29	30	5	8	9	16	21	30	3	7	10	18	28	7	11	15	18	21	25	1	4	12	15	18	20	21
	Inicio																				Fin															
Muestreo			x							x		x				x	x				x					x		x								
Lectura respiración			x			x				x	x	x				x	x	x			x	x				x	x	x	x		x	x				
Trasplante coliflor	x																																			
Lab profunda			x																																	
Abonado												x																								
Recolección																																	x	x	x	
Riego (mm)	184																				117			79							80					
Lluvias (mm)		160			8			17		14		4		41	13		5																			
Da			x																																	

Tabla 5.2.2. Cronograma del experimento mineralización durante el cultivo en Paterna II. Período 2013-2014

Mes	Septiembre			Octubre					Noviembre					Diciembre				Enero			Febrero																	
Día:	16	23	30	4	7	14	16	24	25	28	29	8	11	22	25	28	10	20	25	27	6	13	24	3	14	15	16	21										
	Inicio																				Fin																	
Muestreo				x						x				x							x			x										x				
Lectura respiración		x	x	x			x			x		x							x		x			x	x	x									x			
Trasplante coliflor	x																																					
Abonado								x																														
Recolección																															x	x						
Riego (mm)	110	62				77						99		67	68							90					93											
Lluvias (mm)						0,4						0,4							7		7	3			7													12
Da		x																																				

5.2.1.2 Ensayo de campo en la parcela de Paterna II

Se desarrolló de octubre 2013 a febrero 2014 con una duración de 140 días, en la misma parcela en la que se realizó el experimento 4a (ver sección 4.2.1.1). En la subparcela donde se aplicó gallinaza se establecieron dos bloques BI y BII (haciendo coincidir estos con los bloques del ensayo 4a) y en la subparcela sin gallinaza se establecieron otros dos bloques BIII y BIV, de iguales dimensiones (4.5m x 6 m) (figura 5.2.2). A su vez en cada bloque se establecieron unas zonas sin planta aprovechando los huecos dejados al quitar aquellas plantas que iban a ser procesadas para la cuantificación de biomasa, por lo que en cada bloque había zonas con planta y zonas sin planta.

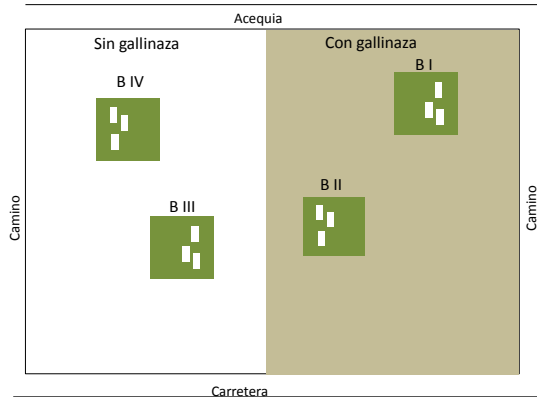


Figura 5.2.2. Diseño del experimento, con cuatro bloques y con zonas con planta (color verde) y zonas sin planta (color blanco) en cada uno de ellos. Paterna II

El inicio de los muestreos de suelo fue el día 4 de octubre de 2013, 18 días después de la plantación de la coliflor, debido a la imposibilidad de efectuar antes el muestreo ya que tras el riego realizado en la plantación y para no interferir con las labores realizadas por el agricultor había que esperar al aporcado de la planta. Posteriormente se realizaron muestreos cada tres-cuatro semanas hasta el momento de la cosecha de la coliflor. Se realizaron en total 6 muestreos de suelo a los 0, 20, 49, 84, 112 y 140 días después del aporcado del cultivo, es decir, 18 días después del trasplante. Como en el anterior ensayo, en cada fecha se tomaron tres muestras por bloque y zona a las tres profundidades ya

mencionadas, siendo cada muestra compuesta de dos submuestras tomadas en puntos próximos con barrena helicoidal de 5,5 cm de diámetro en la primera profundidad, y con sonda cilíndrica de 2,3 cm de diámetro en las otras dos profundidades.

A lo largo del experimento se realizaron 13 medidas de respiración de suelo en cada uno de los bloques y zonas. En cuanto al abonado de cobertera, realizado el 16 de octubre, al bloque I se le aplicaron 100 kg N ha⁻¹, al bloque II 50 kg N ha⁻¹, al bloque III 90 kg N ha⁻¹ y al bloque IV 150 kg N ha⁻¹. Este diferente aporte es consecuencia del solape de las zonas del ensayo de mineralización de la UPV con el ensayo de abonado nitrogenado que realizaba el IVIA en toda la parcela. Durante el cultivo se aplicaron 666 mm en el riego por surcos, distribuidos en 8 riegos, si bien durante el ensayo de mineralización el agua aportada por riego fue de 494 mm, distribuidos en 6 riegos. El aporte de agua de lluvia fue de 37 mm en ambos casos. En la tabla 5.2.2 se muestran las actividades realizadas durante este ensayo.

5.2.1.3 Ensayos en condiciones controladas

Para evaluar la mineralización que se produce durante el cultivo de la coliflor, tanto de la materia orgánica aplicada en forma de gallinaza como la de la propia materia orgánica del suelo, se puso a incubar suelo procedente de los ensayos de campo.

Con suelo de Paterna I

El suelo utilizado para la incubación se cogió de la parcela Paterna I, el día 8 de octubre, coincidiendo con el inicio de los ensayos de campo. Se tomó una única muestra compuesta de los bloques B1C, B2S, B3S, B4C (dos muestras por bloque), a 0-15 cm y 15-30 cm. Las muestras de suelo obtenidas en campo fueron pasadas por un tamiz de 4 mm donde además se retiraron piedras, raicillas, etc. En matraces erlenmeyer se pesaron alrededor de 10 g para el ensayo de mineralización de nitrógeno y 20 g para el ensayo de mineralización de carbono. La duración del experimento fue de 166 días.

Los tratamientos fueron dos, suelo de 0-15 cm y de 15-30 cm, se colocaron a incubar con una humedad cercana a capacidad de campo, las temperaturas de incubación fueron a 15°C y 25°C, con tres repeticiones por tratamiento. La determinación del nitrato y amonio se realizó a los 0, 7, 14, 28, 42, 56, 70, 98, 117, 138 y 166 días.

Para la mineralización del carbono, el diseño fue igual que el del nitrógeno (dos tratamientos, una humedad, dos temperaturas, tres repeticiones por tratamiento) y 2 matraces sin suelo que actuaban como controles. La humedad se controló mediante pesada y se airearon los matraces cuando la concentración de oxígeno disminuía del 15%.

Con suelo de Paterna II

El suelo a incubar se cogió de la parcela de Paterna II a las profundidades de 0-15 y 15-30 cm, tanto de la subparcela donde se había aplicado gallinaza como de la subparcela sin gallinaza. La duración del experimento fue de 128 días. Los tratamientos en este caso fueron cuatro: suelo de la subparcela con gallinaza a 0-15 cm y 15-30 cm y, suelo de la subparcela sin gallinaza a 0-15 cm y 15-30 cm, las temperaturas de incubación fueron las mismas del experimento anterior (15°C y 25°C), la humedad con que el suelo tenía al momento del muestreo, y se hicieron tres repeticiones por tratamiento. Las fechas de medida del N_{\min} fueron a los 0, 7, 15, 30, 47, 65, 100 y 128 días.

El diseño para la mineralización del carbono fue igual que para el nitrógeno (los cuatro tratamientos mencionados, combinados con dos temperaturas, con tres repeticiones). El control de la humedad y el oxígeno se hizo igual que en el experimento anterior.

5.2.2 Descripción de los ensayos de producción de coliflor

A continuación se describe brevemente la producción de la coliflor obtenida en las diferentes parcelas, llegado a cabo por el grupo de investigación del IVIA y que se han utilizado parcialmente a lo largo de la Tesis.

5.2.2.1 Parcela Burjassot

La coliflor, cultivar “Triomphant”, se plantó el 29 de septiembre 2011, con una distancia entre caballones de 0,66 m y una separación entre plantas dentro de la línea de 0,75 m. La distribución de las plantas fue al tresbolillo. La densidad de plantación fue de 20.352 plantas ha⁻¹.

En esta parcela se había sido aplicado gallinaza un par de meses antes de la plantación de la coliflor a razón de 34 t ha⁻¹ (no se tomaron muestras de esa gallinaza, pero era de la misma procedencia que la aplicada en las otras dos parcelas).

El abonado de cobertera se realizó el 2 de noviembre de 2011, y se establecieron 4 tratamientos de abonado nitrogenado en bloques completas al azar con 4 repeticiones, N0: sin abonado, N1: 60 kg N ha⁻¹, N2: 120 kg N ha⁻¹, N3: 180 kg N ha⁻¹. Teniendo en cuenta el contenido inicial de N mineral en el suelo 237 kg N ha⁻¹ en la capa de 0-60 cm (tomando el valor medio de tres análisis realizados en octubre), y el aporte de N con el agua de riego que fue de 16 kg N ha⁻¹, el N mineral disponible en los cuatro tratamientos de abonado fue: N0: 257 kg N ha⁻¹, N1: 317 kg N ha⁻¹, N2: 377 kg N ha⁻¹, N3: 437 kg N ha⁻¹. El fertilizante empleado fue el sulfato amónico.

5.2.2.2 Parcela Paterna I

Se utilizó también el cultivar Triomphant, que se plantó el 17 de septiembre 2012, con una separación entre hileras de 0,64 m y entre plantas de 0,67 m que corresponde a una densidad de plantación de 23.423 plantas ha⁻¹.

A toda la parcela se le aplicó e incorporó gallinaza un mes antes del trasplante (13 Agosto 2012), aproximadamente 25 t ha⁻¹ con un contenido de nitrógeno de 3,26% sobre materia fresca, lo cual equivale a un aporte de N de 815 kg/ha.

El abonado de cobertera en los diferentes tratamientos fue el 29 de octubre 2012 con sulfato amónico y las dosis aplicadas fueron: 50 kg N ha⁻¹ (N1), 100 kg N ha⁻¹ (N2), 150 kg N ha⁻¹ (N3) y 200 kg N ha⁻¹ (N4). Teniendo en cuenta que el N_{min} inicial del suelo en la capa 0-60 cm fue de 204 kg ha⁻¹ y que el N aportado en el agua de riego durante el cultivo fue de 21 kg ha⁻¹, el N_{min} disponible en cada

uno de los cuatro tratamientos fue: 275 kg N ha⁻¹ (N1), 325 kg N ha⁻¹ (N2), 375 kg N ha⁻¹ (N3) y 425 kg N ha⁻¹ (N4).

5.2.2.3 Parcela Paterna II

La coliflor (cultivar Triomphant) se plantó el 17 de septiembre 2013, con una separación entre hileras de 0,64 m con una distancia entre plantas de 0,74 m correspondiendo a una densidad de plantación de 21.143 plantas ha⁻¹.

La zona experimental se había dividido previamente en dos mitades, con y sin gallinaza. A la mitad con gallinaza dos meses antes de la plantación se aplicó una dosis de gallinaza de 27,6 t ha⁻¹ con un contenido de 3,86% nitrógeno total (en base a materia seca), lo que equivale a una aplicación de 706 kg N ha⁻¹. La aplicación del abonado nitrogenado en los diferentes tratamientos fue el 16 de octubre 2013 y se utilizó sulfato amónico. Las dosis fueron diferentes en la zona con gallinaza y en la zona sin gallinaza.

En la zona con aporte de gallinaza se realizaron los siguientes tratamientos: 0 kg N ha⁻¹ (N1), 50 kg N ha⁻¹ (N2) y 100 kg N ha⁻¹ (N3); en la zona sin gallinaza los tratamientos fueron: 30 kg N ha⁻¹ (N1), 90 kg N ha⁻¹ (N2) y 150 kg N ha⁻¹ (N3). Teniendo en cuenta que el N_{min} inicial del suelo en la capa 0-60 cm osciló entre 159-292 kg ha⁻¹ y que el N aportado en el agua de riego durante el cultivo fue de 30 kg ha⁻¹, el N_{min} disponible en los cuatro tratamientos fue, en la zona con gallinaza, de 321 kg N ha⁻¹ (N1), 371 kg N ha⁻¹ (N2) y 430 kg N ha⁻¹ (N3), y en la zona sin gallinaza de 219 kg N ha⁻¹ (N1), 282 kg N ha⁻¹ (N2) y 344 kg N ha⁻¹ (N3). El diseño experimental fue por bloques, tomando como criterio para agrupar las unidades experimentales en cada bloque los valores de N_{min} inicial.

5.2.3 Determinaciones analíticas y mediciones

En todas las muestras de suelo tomadas en campo o empleadas en los ensayos de incubación se determinó el nitrógeno mineral, el contenido de agua, y a las muestras iniciales y finales, además, el contenido de nitrógeno Kjeldahl y el carbono orgánico oxidable, de la misma manera que lo descrito en la sección 4.2.2.

5.2.4 Mineralización del nitrógeno

La determinación de la mineralización de N se realizó de manera similar a lo descrito en la sección 4.2.3, excepto que en las salidas del sistema se incluyó el componente por extracción de nitrógeno por la planta (N_{extr}). De esta manera:

$$Mineralización = N_{extr} + N_{lix} + Pérd.gas + N_f - N_i - N_{riego} - N_{lluvia} - N_{abon} \quad [Ec 5.1]$$

$$Mineralización - Pérd.gas = N_{extr} + N_{lix} + N_f - N_i - N_{riego} - N_{lluvia} - N_{abon} \quad [Ec 5.2]$$

La extracción de nitrógeno por la planta (parte aérea) fue obtenida de las medidas del contenido de N en el material vegetal que periódicamente muestreaba el grupo del IVIA. Las muestras fueron tomadas en cinco fechas repartidas a lo largo del cultivo, posteriormente se secaron en estufa a 60°C, para determinar la materia seca y el contenido de nitrógeno total. Como el balance anterior exige conocer la absorción de N por las raíces en la capa en la que se hace el balance (0-30 cm) en el período considerado, se empleó el modelo de simulación EU-Rotate_N (Rahn *et al.*, 2010) para estimar el porcentaje del total de raíces en cada capa de suelo a lo largo del cultivo. Este porcentaje de raíces estimado para cada período se utilizó para calcular la extracción de N en cada capa teniendo en cuenta las medidas de N en la parte aérea de la planta obtenidas por el grupo del IVIA, suponiendo que la extracción de N es proporcional al porcentaje de raíces en cada capa.

La determinación del drenaje mediante balance de cloruro y de agua, se realizaron de igual manera a lo descrito en la sección 4.2.3.

5.2.5 Mineralización del carbono

Se determinó de la misma manera descrita en la sección 4.2.4

5.2.6 Análisis estadístico

Se realizó de la manera descrita en la sección 4.2.5

5.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.3.1 Producción de la coliflor

A continuación se describe brevemente los principales resultados sobre producción y extracción de nitrógeno:

5.3.1.1 Parcela Burjassot

La acumulación de N en la parte aérea de la planta a lo largo del cultivo alcanzó al final del ciclo valores de 409-525 kg N ha⁻¹ y el N mineral en el suelo después de la recolección fue de 35 a 50 kg N ha⁻¹. La recolección fue el 6 de marzo 2012 con una producción media de 40,5 t ha⁻¹ (tabla 5.3.1). La acumulación de materia seca (figura 5.3.1) de la parte aérea del cultivo estuvo alrededor de 14-15 t ha⁻¹ al final del desarrollo del cultivo.

Tabla 5.3.1. Algunos términos del balance de N y la producción obtenida en la parcela Burjassot

Trat.	N abonado kg ha ⁻¹	Nmin inicial + riego kg ha ⁻¹	Nmin disp kg ha ⁻¹	N parte aérea kg ha ⁻¹	Nmin final kg ha ⁻¹	Prod t ha ⁻¹
N0	0	257	257	409	35	40,2
N1	60	257	317	444	38	40,0
N2	120	257	377	480	47	40,3
N3	180	257	437	525	50	41,4

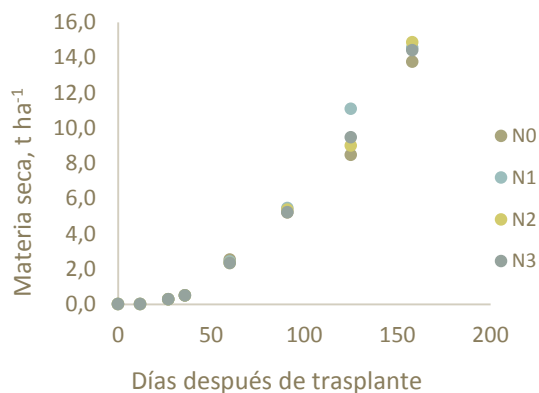


Figura 5.3.1. Evolución del contenido de materia seca de la parte aérea del cultivo en la parcela Burjassot

5.3.1.2 Parcela Paterna I

La acumulación de N en la parte aérea del cultivo de coliflor en el momento de la cosecha estuvo entre 360 kg N ha⁻¹ aproximadamente y el N residual en el suelo después de la recolección fue de 28 kg N ha⁻¹. La recolección fue el 20 de febrero 2013 con una producción media de 42 t ha⁻¹ (tabla 5.3.2).

Tabla 5.3.2. Algunos términos del balance de N y la producción obtenida en la parcela Paterna I

Trat.	N kg ha ⁻¹	Nmin inicial kg ha ⁻¹	Nmin disp kg ha ⁻¹	N parte kg ha ⁻¹	Nmin final kg ha ⁻¹	Prod t ha ⁻¹
N1	50	189	240	332	27	41,9
N2	100	189	290	353	29	41,7
N3	150	189	340	338	28	41,7
N4	200	189	390	372	29	43,0

La evolución de la materia seca (parte aérea) del cultivo durante su desarrollo se observa en la figura 5.3.2, alcanzándose al final del cultivo unas 10-11 t ha⁻¹ aproximadamente.

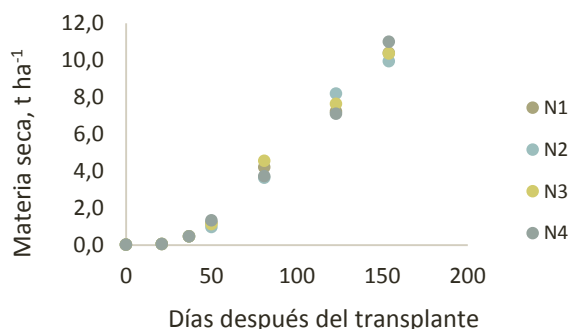


Figura 5.3.2. Evolución del contenido de materia seca de la parte aérea del cultivo en la parcela Paterna I

5.3.1.3 Parcela Paterna II

La absorción de nitrógeno por la parte aérea de la planta al final del cultivo osciló entre 334 y 366 kg N ha⁻¹, y el N residual en el suelo después de la recolección estuvo entre 26 y 44 kg N ha⁻¹. La recolección fue el 14 de febrero 2014, con una producción media de 33,6 t ha⁻¹ (tabla 5.3.3).

La evolución de la materia seca (parte aérea) a lo largo del cultivo se observa en la figura 5.3.3, alcanzando al final del cultivo 10 t ha⁻¹ aproximadamente.

Tabla 5.3.3. Algunos términos del balance de N y la producción obtenida en la parcela Paterna II

Trat.	N abonado kg ha ⁻¹	N riego kg ha ⁻¹	Nmin inicial kg ha ⁻¹	Nmin disp kg ha ⁻¹	N parte aérea kg ha ⁻¹	Nmin final kg ha ⁻¹	Prod t ha ⁻¹
Con gallinaza							
N1	0	30	292	321	366	36	33,6
N2	50	30	291	371	365	44	33,8
N3	100	30	301	430	365	39	33,7
Sin gallinaza							
N1	30	30	159	219	334	27	33,3
N2	90	30	162	282	352	26	33,6
N3	150	30	164	344	347	29	34,0

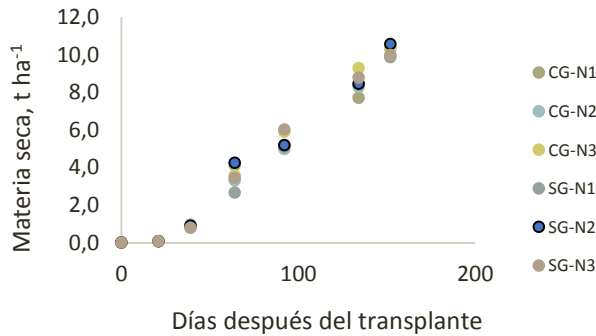


Figura 5.3.3. Evolución del contenido de materia seca de la parte aérea del cultivo en la parcela Paterna II

5.3.2 Mineralización en condiciones controladas

5.3.2.1 Mineralización del nitrógeno

Ensayo de incubación con suelo de Paterna I

En este experimento se incubó durante 166 días, una muestra compuesta de la parcela Paterna I a 0-15 cm y 15-30 cm tomada a los 21 días del trasplante de la coliflor, a 15°C y 25°C con una humedad cercana a capacidad de campo (ver sección 5.2.1.3).

La producción de nitrógeno mineral se obtuvo sumando para cada fecha el contenido de nitrato y amonio y restándole el contenido de nitrógeno mineral que tenía inicialmente el suelo puesto a incubar. Dicha producción de nitrógeno es considerada como mineralización neta, suponiendo que no hay otras pérdidas y ganancias de N en el sistema.

El nitrógeno mineral producido durante los 166 días en la capa 0-15 cm incubado a 25°C fue de 56 mg N kg⁻¹, mientras que a 15°C fue de 20 mg N kg⁻¹, lo que corresponde a un 2,8% y 1% del nitrógeno orgánico inicial.

En la capa 15-30 cm, los valores de mineralización fueron de 26 y 13 mg N kg⁻¹ a 25°C y 15°C, respectivamente, siendo un 2% y 1% del nitrógeno orgánico inicial. Como era de esperar la mineralización aumenta significativamente con la temperatura de incubación, en ambas profundidades (figura 5.3.4).

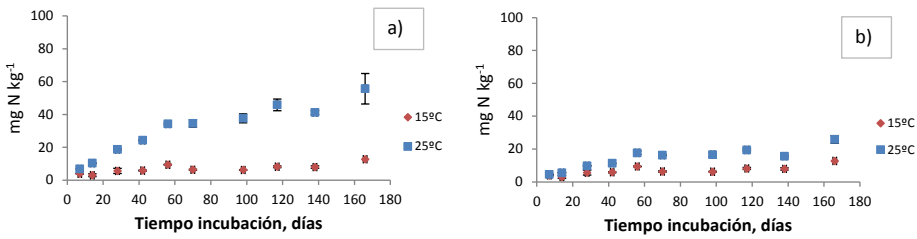


Figura 5.3.4. Mineralización de nitrógeno acumulada (mg kg^{-1}) del suelo en las capas de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b), a 15 y 25°C. Paterna I. Error estándar ($n=3$)

Así pues, se observó que la mineralización a 25°C fue mayor para la capa de 0-15 cm y que, en las dos capas, la mineralización aumentó con la temperatura.

En las tablas 5.3.4 y 5.3.5 se presentan las cinéticas de mineralización a 25°C y 15°C, respectivamente, siendo el ajuste muy similar para los diferentes modelos.

Al comparar la tasa de mineralización en la cinética de primer orden a 25°C del tratamiento suelo 0-15 cm de este ensayo ($0,014 \text{ d}^{-1}$), con las obtenidas en el experimento de gallinaza en paterna II ($0,006 \text{ d}^{-1}$), se observó que las constantes fueron mayores en este ensayo, indicando posiblemente la mineralización de otros materiales orgánicos diferentes a la materia orgánica del suelo.

Tabla 5.3.4. Cinéticas de mineralización del nitrógeno orgánico del suelo incubado a 25°C. Paterna I

Tratamiento	Modelo	No	N ₁	C1	25°C				R ² aj	
					k	k ₁	k ₂	b _h		b _p
Suelo 0-15	1er orden simple	54,8			0,014				0,90	
	doble exponencial	23,4	303,8		0,035	0,001			0,90	
	1er orden especial	54,9		1,203	0,013				0,89	
	hibrido	24,2			0,034		0,170		0,90	
	hiperbólico	76,7						1,116	0,90	
	parabólico	2,9							0,568	0,90
Suelo 15-30	1er orden simple	21,4			0,021					0,86
	doble exponencial	11,2	317,4		0,049	0,0002				0,87
	1er orden especial	21,0		0,967	0,019					0,85
	hibrido	11,3			0,049		0,067			0,87
	hiperbólico	27,8						1,813		0,87
	parabólico	2,1							0,469	0,87

Tabla 5.3.5. Cinéticas de mineralización del nitrógeno orgánico del suelo incubado a 15°C. Paterna I

Tratamiento	Modelo	No	N ₁	C1	15°C					R ² aj
					k	k ₁	k ₂	b _h	b _p	
Suelo 0-15	1er orden simple	27,8			0,008					0,90
	doble exponencial									nd
	1er orden especial	31,8		1,140	0,058					0,90
	hibrido	8,8			0,020		0,074			0,90
	hiperbólico	43,5						4,255		0,90
	parabólico	0,6							0,683	0,91
Suelo 15-30	1er orden simple	9,1			0,033					0,65
	doble exponencial	4,5	559,0		0,149	0,0001				0,72
	1er orden especial	8,5		1,454	0,020					0,66
	hibrido	4,6			0,147		0,037			0,73
	hiperbólico	10,9						2,412		0,68
	parabólico	1,6							0,361	0,73

Ensayo de incubación con suelo de Paterna II

En este experimento se incubó durante 128 días suelo con gallinaza y suelo sin gallinaza a 0-15 cm y 15-30 cm, de la parcela Paterna II tomada a los 18 días del trasplante de la coliflor, a 15°C y 25°C con una humedad cercana a capacidad de campo (ver sección 5.2.1.3).

Los resultados obtenidos mostraron que la mineralización aumentó significativamente con la temperatura de incubación en ambos tratamientos y profundidades (figura 5.3.5). También se observó un efecto significativo de la aplicación de la gallinaza en la mineralización en ambas profundidades a 25°C, pero no a 15°C, donde la mineralización fue mínima.

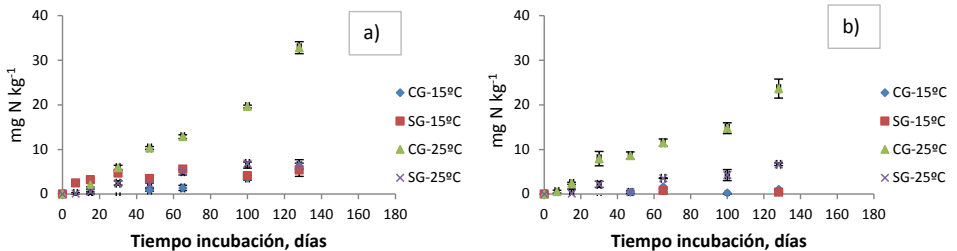


Figura 5.3.5. Mineralización de nitrógeno acumulada (mg kg^{-1}) del suelo con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG), en las capas de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b), a 15 y 25°C. Paterna II. Error estándar ($n=3$)

En el suelo proveniente de la capa 0-15 cm, la mineralización a 25°C durante los 128 días que duró la incubación fue de 33 mg N kg^{-1} y 5 mg N kg^{-1} para el suelo proveniente de la zona con y sin gallinaza respectivamente, lo que corresponde a un 2,3% y 0,38% del N_{org} inicial. A la temperatura de 15°C la mineralización fue de 5 mg N kg^{-1} independientemente del tratamiento, lo que equivale a un porcentaje de mineralización de 0,35%.

En la capa de 15-30 cm, la mineralización a 25°C fue de 24 mg N kg^{-1} y 4 mg N kg^{-1} , lo que corresponde a un 1,9% y 0,4% del nitrógeno orgánico inicial. A 15°C la mineralización prácticamente fue mínima, siendo de 1 y $0,5 \text{ mg N kg}^{-1}$ para las zonas con gallinaza y sin gallinaza, respectivamente.

Al comparar los resultados obtenidos del suelo proveniente de la zona con gallinaza con el experimento anterior, se observó que la mineralización en la profundidad 0-15 cm fue ligeramente inferior (2,8% y 1% en el anterior frente a 2,3% y 0,35% en este experimento, a 25°C y 15°C, respectivamente), posiblemente debido a que la aplicación de la gallinaza se realizó con más antelación al trasplante de la coliflor (63 días antes del trasplante y 81 días antes del inicio del experimento) por lo que la cantidad de la gallinaza que quedaba por mineralizar debió ser menor. Sin embargo, en los dos ensayos (Paterna I y II) se observó un claro efecto de la temperatura sobre la mineralización de N y que la capa de 0-15 cm tiende a dar valores mayores que la de 15-30 cm para igual temperatura.

5.3.2.2 Mineralización del carbono

Ensayo de incubación con suelo de Paterna I

En la figura 5.3.6 se muestran los resultados obtenidos para cada una de las temperaturas de incubación y para cada una de las capas. El suelo proveniente de la profundidad de 0-15 cm incubado durante 166 días produjo 328 mg C kg⁻¹ a 25°C y 102 mg C kg⁻¹ a 15°C, lo que corresponde a una mineralización de 1,8% y 0,6% del carbono orgánico inicial del suelo, respectivamente. El suelo de 15-30 cm produjo 134 y 23 mg C kg⁻¹ a 25°C y 15°C, respectivamente, lo que equivale a una mineralización del 1% y 0,2% del carbono orgánico inicial del suelo. En ambas profundidades el incremento de la mineralización por efecto de la temperatura fue significativo. En este ensayo las condiciones de humedad del suelo en los primeros 80 días de incubación fueron las mismas que había en el campo cuando se tomaron las muestras. Posteriormente el suelo se aireó y se llevó a una humedad cercana a capacidad de campo, este cambio en las condiciones de humedad produjo un incremento exponencial de la actividad microbiana en ambas profundidades, siendo este efecto más evidente a la temperatura de 25°C, reflejando la gran influencia de la humedad sobre la actividad microbiana (Sierra *et al.*, 2015).

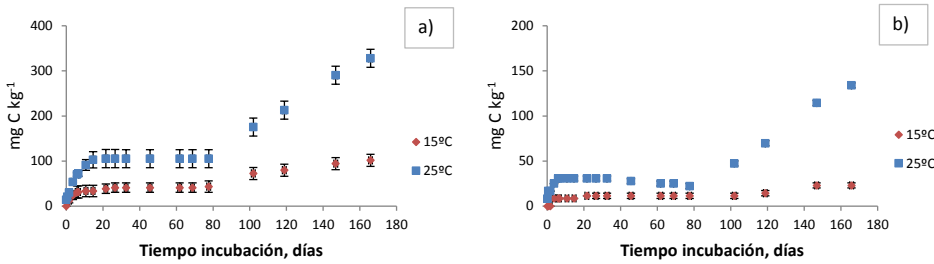


Figura 5.3.6. Mineralización del carbono acumulada (mg kg^{-1}) del suelo en las capas de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b), a 15°C y 25°C. Paterna I. Error estándar ($n=3$)

Ensayo de incubación con suelo de Paterna II

En la figura 5.3.7 se muestra el carbono mineralizado a lo largo del ensayo de incubación realizado durante 128 días. A una temperatura de 25°C, el suelo proveniente de la profundidad 0-15 cm de la zona con gallinaza produjo 211 mg C kg^{-1} en forma de CO_2 , y el de la zona sin gallinaza 149 mg C kg^{-1} , lo que equivale a un 1,5% del carbono orgánico inicial. A una temperatura de 15°C produjeron 95 y 51 mg C kg^{-1} en la zona con y sin gallinaza, respectivamente, lo que equivale a un 0,6% del carbono orgánico inicial. En el suelo proveniente de la profundidad de 15-30 cm incubado a 25°C se mineralizaron 69 y 58 mg C kg^{-1} en las zonas con gallinaza y sin gallinaza, respectivamente, lo que equivale a un 0,8% del carbono orgánico inicial, e incubado a una temperatura de 15°C se produjeron 32 y 18 mg C kg^{-1} para estos mismos tratamientos (con y sin gallinaza), lo que equivale a un 0,3% del carbono orgánico inicial.

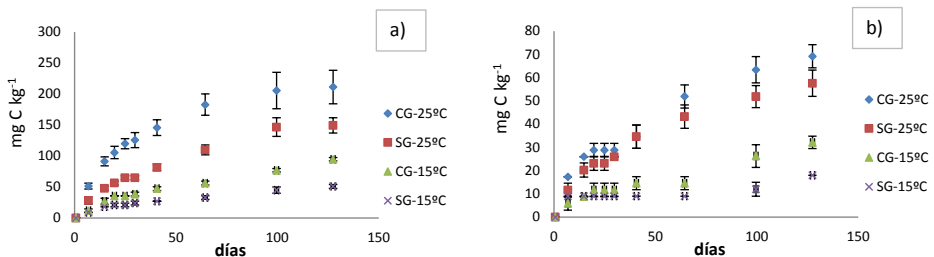


Figura 5.3.7. Mineralización del carbono acumulada (mg kg^{-1}) del suelo con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG), en las capas de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b), a 15 y 25°C. Paterna II. Error estándar ($n=3$)

Se pudo observar como la producción de CO₂ estuvo influenciada tanto por la temperatura de incubación como por la profundidad de suelo considerada y el tratamiento orgánico realizado al suelo. El ANOVA factorial realizado muestra que los tres factores mencionados tienen un efecto estadísticamente significativo sobre la producción de CO₂ en las muestras incubadas. La respiración fue mayor a 25°C, en las muestras superficiales de 0-15 cm y en las muestras procedentes de la zona tratada con gallinaza. Al final de la incubación, la respiración en las muestras incubadas a 25°C tiende a un valor asintótico superior, que sería equivalente al carbono potencialmente mineralizable en cada suelo. Sin embargo, a 15°C dicha asíntota parece no haberse alcanzado tras 128 días de incubación.

Puesto que el ciclo del carbono y el del nitrógeno están directamente relacionados en el suelo a través de la relación C/N de los compuestos orgánicos del suelo (humus, abonos y enmiendas orgánicas, restos vegetales), la mayor producción de CO₂ medida en las muestras con gallinaza indicaría una mayor actividad biológica y, por tanto, una mayor mineralización respecto de las muestras sin gallinaza, en las que también se mide una cierta actividad.

5.3.3 Mineralización en condiciones de campo

Para determinar la mineralización de los materiales orgánicos presentes en el suelo durante un cultivo de coliflor y cuantificar el orden de magnitud del aporte de nitrógeno por este concepto, se establecieron dos ensayos en campo en años consecutivos. El primer ensayo se llevó a cabo durante octubre de 2012-febrero de 2013 en la parcela de Paterna I, y el segundo ensayo se desarrolló durante octubre de 2013-febrero de 2014 en la parcela de paterna II.

5.3.3.1 Mineralización del nitrógeno

Parcela Paterna I

En las tablas 5.3.6 y 5.3.7 se presentan los drenajes obtenidos mediante balance de agua para las zonas con y sin planta. Los períodos del balance vienen determinados por los muestreos de suelo realizados a lo largo del ensayo de campo. Las entradas de agua en el balance las constituyeron la precipitación y el riego, 102 mm distribuidos en siete eventos de lluvia durante los meses de octubre y noviembre, y 378 mm aportados en cuatro riegos efectuados entre diciembre y febrero, contabilizándose un aporte total de 480 mm.

Como salidas dentro del balance están la escorrentía, el drenaje y la evapotranspiración. Para simplificar los cálculos, y por tratarse de una parcela nivelada, el término de escorrentía se consideró despreciable.

Tabla 5.3.6. Drenaje obtenido mediante balance de agua a 0-30 cm, zona con planta. Paterna I

Zona con planta	Lluvia	Riego	Total aportes	ΔPerfil final-inicial		Evapotranspiración		Drenaje	
				B1	B4	B1	B4	B1	B4
Período	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm
08/10/12 - 24/10/12	25	0	25	1,4	5,0	24	24	0	-4
24/10/12 - 05/11/12	18	0	18	-14,4	-11,7	25	25	7	5
05/11/12 - 21/11/12	54	0	54	28,1	8,9	19	19	7	27
21/11/12 - 03/12/12	5	0	5	-14,3	-4,4	14	14	5	-4
03/12/12 - 18/12/12	0	117	117	9,2	2,1	21	21	87	94
18/12/12 - 15/01/13	0	79	79	-4,4	-0,9	35	35	49	45
15/01/13 - 01/02/13	0	80	80	-5,6	-2,0	34	34	52	48
01/02/13 - 21/02/13	0	102	102	-5,4	-0,8	45	45	62	57
08/10/12 - 21/02/13	102	378	480	-5,5	-3,8	217	217	269	267

Tabla 5.3.7. Drenaje obtenido mediante balance de agua a 0-30 cm, zona sin planta. Paterna I

Zona sin planta	Lluvia	Riego	Total aportes	ΔPerfil final-inicial		Evaporación		Drenaje	
				B2	B3	B2	B3	B2	B3
Período	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm
08/10/12 - 24/10/12	25	0	25	7,2	9,3	22	22	-5	-7
24/10/12 - 05/11/12	18	0	18	-8,3	-4,9	25	25	1	-2
05/11/12 - 21/11/12	54	0	54	12,3	-3,7	19	19	22	38
21/11/12 - 03/12/12	5	0	5	-7,6	-1,9	17	17	-4	-10
03/12/12 - 18/12/12	0	117	117	8,5	4,9	21	21	87	91
18/12/12 - 15/01/13	0	79	79	-1,1	-2,7	35	35	46	47
15/01/13 - 01/02/13	0	80	80	-4,0	-0,6	39	39	46	42
01/02/13 - 21/02/13	0	102	102	-5,8	-4,2	41	41	67	65
08/10/12 - 21/02/13	102	378	480	1,3	-3,8	219	219	260	265

Mediante el modelo EU-Rotate_N (Rahn *et al.*, 2010), se obtuvo la evaporación y transpiración para el cultivo de la coliflor, así como también el porcentaje de raíces en los primeros 30 cm (tabla 5.3.8), utilizándose este porcentaje de raíces en cada período para calcular la transpiración aplicable ha dicho espesor de suelo.

Tabla 5.3.8. Porcentaje de raíces en la capa 0-30 cm para cada período, obtenida mediante simulación con EU-Rotate_N. Paterna I

Período	ddt	% de raíces
08/10/12 - 24/10/12	21 - 37	88,5
24/10/12 - 05/11/12	49	74,2
05/11/12 - 21/11/12	65	67,4
21/11/12 - 03/12/12	77	64,0
03/12/12 - 18/12/12	92	62,5
18/12/12 - 15/01/13	120	61,2
15/01/13 - 01/02/13	137	60,5
01/02/13 - 21/02/13	157	60,5

ddt: Días después del trasplante

La evapotranspiración (ET) estimada con el modelo EU-Rotate_N, fue de 218 mm lo que supuso un 83% de la evapotranspiración de referencia (ET_o) calculada en la estación meteorológica de Manises. La ET supuso un 45% de los aportes totales de agua (lluvia y riego).

El drenaje a 30 cm acumulado para todo el período se obtuvo de la suma de los drenajes obtenidos en cada subperíodo. Dicho drenaje promedió 268 mm para la zona con planta y 262 mm en la zona sin planta lo que representa un 55% del agua total aportada.

En la tabla 5.3.9 y 5.3.10 se observa el drenaje obtenido mediante balance de cloruros para la zona con y sin planta, respectivamente. Las entradas de cloruros que se consideran para la realización del balance son los aportes con el agua de riego, de lluvia y, con el abonado. Éste último se consideró despreciable, ya que el abono utilizado fue sulfato amónico y no contenía cloruro.

El aporte total fue de $550 \text{ kg Cl ha}^{-1}$, principalmente debido al agua de riego (96% del total), ya que a las elevadas láminas de agua aplicadas (80-117 mm), se unían altas concentraciones de cloruros en el agua de riego (139 mg Cl L^{-1}).

El contenido de cloruro en el suelo presentó una elevada variabilidad en los primeros 30 cm, dependiendo de la fecha de muestreo y la zona considerada. La variabilidad es alta pero característica de este tipo de solutos. El término de variación de cloruro en el suelo es importante en el balance si los aportes son pequeños, pero tiene menos importancia en periodos en los que los aportes son mayores.

Como salidas de cloruros del sistema están: la extracción por la planta y la lixiviación. El contenido de cloruros extraído por la planta, al estar relacionado con la cantidad de raíces presentes en la capa de suelo considerada, también fue corregido por la distribución radicular en cada uno de los períodos considerados. Para ello se mantuvo el mismo porcentaje de raíces considerado en el balance de agua. En los bloques en los que no había planta, no se consideró este término. La extracción de cloruros acumulada al final del período fue de 88 kg Cl ha^{-1} . Este valor fue obtenido del análisis de cloruro realizado sobre el material vegetal recogido a lo largo del período de cultivo y teniendo en cuenta la materia seca de cada período, expresada en kg ha^{-1} . El valor obtenido fue ponderado por la distribución radicular correspondiente a cada período.

La lixiviación se produjo mayoritariamente a partir de diciembre, coincidiendo con el comienzo de los riegos. En promedio, la lixiviación de cloruro fue de unos $402 \text{ kg Cl ha}^{-1}$ en los bloques con planta y $485 \text{ kg Cl ha}^{-1}$ en los bloques sin planta, lo que supone entre un 73-88% de los aportes totales.

Tabla 5.3.9. Drenaje obtenido mediante balance de cloruros zona con planta. Paterna I

Zona con planta	Lluvia	Riego	Total aportes	ΔPerfil		Extracción a 30 cm	Lixiviación		[Cl]as		Drenaje	
				B1	B4		B1	B4	B1	B4	B1	B4
Período	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹		kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹		mg L ⁻¹		mm	
08/10/12 - 24/10/12	4,3	0	4	28	-34	5	-28	34	112	133	-25	25
24/10/12 - 05/11/12	4,3	0	4	-25	9	6	23	-10	128	131	18	-8
05/11/12 - 21/11/12	13,0	0	13	56	53	9	-52	-49	164	173	-32	-28
21/11/12 - 03/12/12	1,0	0	1	-10	-17	6	5	12	203	211	2	5
03/12/12 - 18/12/12	0,0	171	171	-14	-53	10	175	214	169	159	103	135
18/12/12 - 15/01/13	0,0	111	111	13	31	18	80	63	137	108	58	58
15/01/13 - 01/02/13	0,0	109	109	1	-2	16	91	94	135	123	68	77
01/02/13 - 21/02/13	0,0	136	136	44	39	18	75	79	143	141	52	56
08/10/12 - 21/02/13	22,6	527	550	93	26	88	369	436	149	147	245	320

Tabla 5.3.10. Drenaje obtenido mediante balance de cloruros zona sin planta. Paterna I

Zona sin planta	Lluvia	Riego	Total aportes	ΔPerfil final - inicial		Lixiviación		[Cl] _{as}		Drenaje	
				B2	B3	B2	B3	B2	B3	B2	B3
Período	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹	kg Cl ha ⁻¹		kg Cl ha ⁻¹		mg L ⁻¹		mm	
08/10/12 - 24/10/12	4,3	0	4	3	-14	1	18	159	121	1	15
24/10/12 - 05/11/12	4,3	0	4	-15	25	20	-20	169	104	12	-20
05/11/12 - 21/11/12	13,0	0	13	92	35	-79	-22	227	140	-35	-15
21/11/12 - 03/12/12	1,0	0	1	3	4	-2	-3	285	192	-1	-2
03/12/12 - 18/12/12	0,0	171	171	-90	-78	261	249	224	151	117	165
18/12/12 - 15/01/13	0,0	111	111	49	50	63	61	183	105	34	59
15/01/13 - 01/02/13	0,0	109	109	8	-6	101	115	205	125	50	92
01/02/13 - 21/02/13	0,0	136	136	15	50	121	85	212	143	57	60
08/10/12 - 21/02/13	22,6	527	550	63	66	486	484	208	135	235	354

Una vez obtenida la lixiviación se calculó el drenaje dividiendo ésta por la concentración de cloruro en el agua del suelo a la profundidad de 30 cm, obtenida esta concentración como promedio del contenido de cloruros en el agua del suelo en las capas de 15-30 y 30-45 cm. Los valores negativos de drenaje estarían indicando un ascenso capilar, es decir, movimiento de agua ascendente desde capas más bajas del suelo, aunque en ocasiones es producto de la propia variabilidad del cloruro en el suelo.

El drenaje acumulado supone 245 mm en el bloque 1, 235 mm en el bloque 2, 354 mm en el bloque 3 y 320 mm en el bloque 4, ello supone aproximadamente un 50% del agua aportada en los bloques 1 y 2, y un 70% en los bloques 3 y 4. No se observaron diferencias de drenaje entre principio y final de parcela (según la dirección del riego), pero si un diferente comportamiento relacionado con las hileras de riego: a los bloques 1 y 2 les entra el agua de una serie de boqueras diferentes a las de las hileras 3 y 4. Además se observó como las diferencias comienzan con los riegos y se hacen más evidentes conforme el número de éstos aumenta.

El análisis de la varianza mostró diferencias estadísticamente significativas en la lámina de agua y en el contenido de cloruros según la hilera considerada, por lo que pudo producirse un diferente aporte de agua de riego según la zona de la parcela.

Este efecto “hilera” enmascara los efectos de la planta sobre el drenaje, ya que al promediar los bloques con planta se obtuvo un drenaje similar al de los bloques que no tienen planta, ya que cada uno estaba en una hilera diferente. En los 136 días que duró el ensayo, el drenaje de agua a 30 cm de profundidad en la zona con planta promedió 283 mm, mientras que en la zona sin planta fue de 295 mm.

El balance de cloruros proporcionó valores de drenaje un 5% más altos que el balance de agua para el caso de las zonas con planta y de un 12% para el caso de las parcelas sin planta. Las diferencias entre ambos métodos fueron pequeñas, por ello, los cálculos posteriores se realizaron con los datos obtenidos con el balance de cloruros, ya que el balance de agua se hizo como comprobación y para tener la certeza de que al aplicar el balance de cloruro no se cometían grandes errores.

En la tabla 5.3.11 se muestra el balance de nitrógeno para las zonas con planta y en la tabla 5.3.12 para las zonas sin planta. Las entradas corresponden a los aportes por lluvias, riegos y el abonado. Las zonas sin planta no recibieron fertilizante nitrogenado, mientras que los bloques con planta (1 y 4) recibieron distintas cantidades al encontrarse en tratamientos diferentes dentro del ensayo de fertilización nitrogenada llevado a cabo por el IVIA en toda la parcela.

Los aportes con el agua de riego y lluvia supusieron unos 23 kg N ha⁻¹, mayoritariamente procedente de los nitratos del agua de riego, cuya concentración media era de unos 5 mg N-NO₃⁻ L⁻¹. El aporte por abonado fue en forma amónica (NH₄⁺), ya que el abono mineral utilizado fue sulfato amónico, siendo la aplicación de 50 kg N ha⁻¹ para el bloque 1 y de 100 kg N ha⁻¹ para el bloque 4.

Las salidas medidas de nitrógeno corresponden a la extracción por la planta y a la lixiviación de nitrato. La extracción de nitrógeno en los primeros 30 cm de suelo fue de 235 kg N ha⁻¹, y se calculó de manera similar a la estimación de la extracción de cloruro.

Tabla 5.3.11. Balance de nitrógeno en la zona con planta a 30 cm. Paterna I

Zona con planta	Lluvia	Riego	Abonado		ΔPerfil final - inicial		Extracción a 30 cm		Lixiviación		[N-NO ₃]as		M. mínima	
			B1	B4	B1	B4	B1	B4	B1	B4	B1	B4	B1	B4
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹		mg L ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
08/10/12 - 24/10/12	0,8	0	0	0	23	-11	19	19	-19	20	74	80	23	27
24/10/12 - 05/11/12	0,5	0	50	100	-35	-7	18	24	14	-6	79	78	-53	-90
05/11/12 - 21/11/12	0,7	0	0	0	2	-11	35	44	-20	-16	65	57	16	16
21/11/12 - 03/12/12	0,1	0	0	0	-5	-1	26	32	1	2	52	34	22	32
03/12/12 - 18/12/12	0,0	7	0	0	-8	-12	34	30	36	32	35	24	55	43
18/12/12 - 15/01/13	0,0	5	0	0	-5	-5	59	42	10	7	17	13	59	40
15/01/13 - 01/02/13	0,0	4	0	0	3	6	24	22	8	7	12	9	31	31
01/02/13 - 21/02/13	0,0	5	0	0	-8	-8	21	22	4	4	8	8	12	13
08/10/12 - 21/02/13	2,1	21	50	100	-33	-49	236	234	35	50	43	38	165	113

Tabla 5.3.12. Balance de nitrógeno en la zona sin planta a 30 cm. Paterna I

Zona sin planta	Lluvia	Riego	Δ Perfil		Lixiviación		[N-NO ₃]as		M. mínima	
			final - inicial		B2	B3	B2	B3	B2	B3
			B2	B3						
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹		mg L ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
08/10/12 - 24/10/12	0,8	0	45	7	1	13	119	88	45	20
24/10/12 - 05/11/12	0,5	0	-4	17	17	-18	142	92	12	-2
05/11/12 - 21/11/12	0,7	0	24	3	-53	-16	153	103	-30	-13
21/11/12 - 03/12/12	0,1	0	-2	-13	-1	-2	161	93	-3	-15
03/12/12 - 18/12/12	0,0	7	-24	-24	167	114	143	69	136	83
18/12/12 - 15/01/13	0,0	5	-14	-25	44	26	129	45	26	-4
15/01/13 - 01/02/13	0,0	4	-16	1	61	30	123	32	41	26
01/02/13 - 21/02/13	0,0	5	-24	-19	57	12	99	20	27	-11
08/10/12 - 21/02/13	2,1	21	-16	-52	292	160	134	68	253	84

Se puede apreciar una diferencia significativa entre la lixiviación de nitrato que se produce en los bloques con planta y la que se produce en las zonas sin planta. Coincidiendo con el período de mayor aporte de agua empiezan a verse las primeras diferencias. En un primer momento son los bloques sin planta los que tienen menor lixiviación de nitratos, pero posteriormente cuando la planta empieza a crecer extrae mucho nitrógeno que ya no está disponible para la lixiviación y, aunque el drenaje es similar en ambas zonas, la concentración de nitrato en el agua del suelo es mucho más baja en las zonas con planta debido a la importante extracción que se produce en estas zonas.

La mineralización mínima acumulada (es decir: Mineralización-Pérdidas gaseosas) en el tiempo para cada uno de los bloques, fue de 165 y 113 kg N ha⁻¹ para los bloques 1 y 4 de la zona con planta y de 253 y 84 kg N ha⁻¹ para los bloques 2 y 3 de la zona sin planta. Se observa que vuelven a aparecer importantes diferencias entre los bloques situados en distintas hileras. Si bien la mineralización no debería verse afectada por la posición en la parcela (si hubiera uniformidad en la humedad y materia orgánica del suelo), es posible que existieran diferencias en los aportes de agua en las hileras en las que se encuentran los bloques, y esto podría provocar diferencias en la humedad del suelo que es uno de los factores junto a la temperatura del suelo que claramente influyen el proceso de mineralización. Los bloques 3 y 4 habrían estado influenciados por unas mayores láminas de riego (reflejadas en un mayor drenaje) que podrían repercutir en una menor mineralización e incluso haber producido pérdidas por desnitrificación (no medidas).

Por otra parte, en la zona final de la parcela se pudo producir una compactación del suelo (por pisoteo y por el riego), evidenciada por una mayor densidad aparente observada a medida que se avanza desde la acequia de riego hacia la parte final de la parcela (figura 5.3.8), con densidades de 1,12 y 1,39 g cm⁻³ al inicio, 1,19 y 1,38 g cm⁻³ en el centro y 1,24 y 1,41 g cm⁻³ al final de la parcela, para las profundidades 0-15 y 15-30 cm, respectivamente. Esta compactación puede haber repercutido en una menor mineralización por reducción de la aireación o también a un aumento de la desnitrificación por anaerobiosis con la consiguiente disminución de la concentración de nitrato en el suelo. La mineralización estuvo influenciada por la porosidad del suelo debido posiblemente a un mayor acceso de la biomasa microbiana al sustrato y por

mayor volumen de espacio poroso relleno de aire. La menor mineralización calculada en el bloque 3, puede estar relacionada con la confluencia de los dos efectos, el de compactación del suelo y la mayor humedad del mismo, los cuales fueron percibidos visualmente en este bloque a lo largo del experimento. La humedad en este bloque fue un 19% superior a la humedad volumétrica del bloque 1 (de acuerdo con los registros de las sondas de humedad instaladas en los bloques 3 y 1). La humedad volumétrica promedio en el bloque 3 fue de $0,342 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ a la profundidad de 10 cm, $0,367 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ a la de 20 cm y $0,371 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ a la de 30 cm, y en el bloque 1 promedió $0,288 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ a 10 cm, $0,308 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ a 20 cm y $0,322 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ a 30 cm.

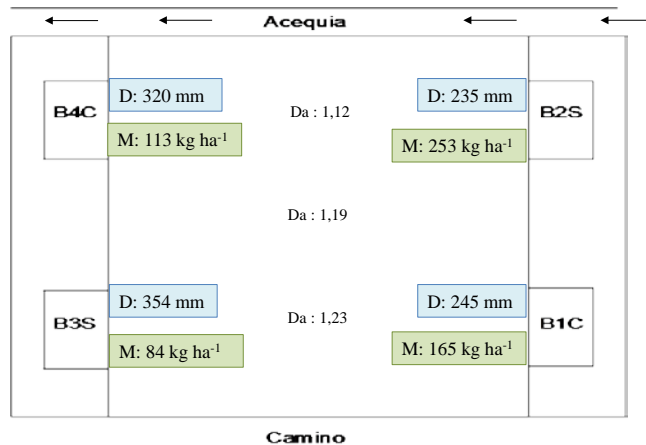


Figura 5.3.8. Representación del drenaje (mm), D_a (g cm^{-3}) y mineralización mínima (kg N ha^{-1}) obtenida en la parcela Paterna I

El promedio de la mineralización acumulada durante los 136 días fue de 139 y 169 kg N ha^{-1} para la zona con y sin planta, lo que corresponde al 2,2 y 2,7% del nitrógeno orgánico inicial para los tratamientos con y sin planta, respectivamente. Estos valores son un poco altos para ser considerados como mineralización de la materia orgánica del suelo únicamente. Como se vio en los resultados obtenidos en incubación, posiblemente estos valores están afectados por la mineralización de la gallinaza aplicada 35 días antes del trasplante, es decir, 56 días antes de iniciar los muestreos de suelo, e incluso de la de los restos de cosecha del cultivo anterior. En los trabajos de Hart *et al.* (1979), estos

porcentajes oscilaron entre un 2,0 y 3,3% para la zona con cultivo de trigo y sin trigo durante 9 meses.

Con los resultados obtenidos en este experimento de campo, no es posible observar si hubo un efecto de los tratamientos sobre la mineralización y evidenciar si la planta de coliflor tiene un efecto positivo o adverso sobre la mineralización del suelo, enmascarado por los efectos riego/hilera y compactación. Pero, estas son las situaciones reales que se suceden en el campo bajo el manejo de los agricultores, y para estas condiciones la mineralización osciló entre 84 y 253 kg N ha⁻¹ en un suelo franco arcilloso, dependiendo de la calidad del riego y de la variabilidad espacial de la mineralización. Dos estudios sobre la variabilidad espacial de la mineralización dan valores bastante diferentes de los coeficientes de variación alrededor del 0.15 (Mahmoudjafari *et al.*, 1997) y de 0.60 (Ortega y Mardonez, 2005). Estas cantidades de N mineralizado suponen un aporte muy elevado de N que el agricultor no suele considerar a la hora de planificar el abonado, lo que se traduce en unos niveles de N_{min} disponible para la planta excesivamente altos y que pueden contribuir a la contaminación por lixiviación de nitrato y a un uso menos eficiente del nitrógeno.

A pesar de no que no hubo una diferencia significativa entre tratamientos, es importante resaltar que la rizosfera ejerce una influencia sobre la mineralización, los exudados de las raíces presentan una relación C/N específica, dependiendo el tipo de planta, que puede beneficiar o no al desarrollo de la biomasa microbiana y, por ende, a los procesos de mineralización/inmovilización, aspectos que no son tenidos en cuenta en las cinéticas desarrolladas a partir de los ensayos de incubación en laboratorio.

Parcela Paterna II

El contenido de cloruros extraído por la planta se calculó igual que en el caso anterior, la distribución radicular (tabla 5.3.13) fue obtenida mediante el modelo de simulación EU-Rotate_N (Rahn *et al.*, 2010), y se utilizó este porcentaje de raíces en cada período para corregir la extracción de la planta. La extracción total de cloruros calculada para el período estudiado fue de 64 kg Cl ha⁻¹.

Tabla 5.3.13. Porcentaje de raíces en la capa 0-30 cm para cada período. Paterna II

Período	ddt	% de raíces
04/10/13 - 24/10/13	18 - 38	63,9
24/10/13 - 22/11/13	67	50,9
22/11/13 - 27/12/13	102	46,6
27/12/13 - 24/01/14	130	44,5
24/01/14 - 21/02/14	158	43,8

ddt: días después del trasplante

Comparando el desarrollo de raíces de este experimento con el anterior, aquí se presentó un menor porcentaje de raíces debido a que las plantas tuvieron un menor desarrollo, el cual desde sus inicios se observaba visualmente.

En la tabla 5.3.14 se observa el drenaje obtenido mediante balance de cloruro para los diferentes tratamientos. El aporte total fue de 605 kg ha⁻¹, siendo la principal entrada de cloruro al suelo la debida al riego (99% del total), ya que a las elevadas láminas de agua aplicadas (67-99 mm), se unían altas concentraciones de cloruros en el agua de riego (121 mg L⁻¹).

Tabla 5.3.14. Drenaje obtenido mediante balance de cloruro en los diferentes tratamientos. Paterna II

Zona con gallinaza y con planta	Lluvia	Riego	Δ Cl		Extracción	Lixiviación		[Cl]as		Drenaje	
			B1	B2		B1	B2	B1	B2	B1	B2
Período	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mm	mm
04/10/13 - 24/10/13	0,0	84	-11,6	54,6	4	92	26	187	236	49	11
24/10/13 - 22/11/13	0,2	188	-48,2	-62,0	11	226	239	183	278	123	86
22/11/13 - 27/12/13	3,6	89	26,4	5,7	16	50	71	154	238	32	30
27/12/13 - 24/01/14	1,5	124	110,4	200,8	15	0	-90	155	225	0	-40
24/01/14 - 21/02/14	2,6	113	163,9	-42,9	19	-67	140	169	230	-40	61
04/10/13 - 21/02/14	7,9	597	48,2	31,2	64	300	385	170	241	165	147

Zona sin gallinaza y con planta	Lluvia	Riego	Δ Cl		Extracción	Lixiviación		[Cl]as		Drenaje	
			B3	B4		B3	B4	B3	B4	B3	B4
Período	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mm	mm
04/10/13 - 24/10/13	0,0	84	-5,8	22,9	4	86	57	188	187	46	31
24/10/13 - 22/11/13	0,2	188	7,1	58,8	11	170	118	245	258	69	46
22/11/13 - 27/12/13	3,6	89	54,4	143,1	16	22	-67	240	254	9	-26
27/12/13 - 24/01/14	1,5	124	-18,0	-213,5	15	128	324	168	170	76	191
24/01/14 - 21/02/14	2,6	113	56,8	167,9	19	40	-71	145	161	28	-44
04/10/13 - 21/02/14	7,9	597	18,9	35,9	64	447	362	197	206	228	197

Tabla 5.3.14. (Continuación). Drenaje obtenido mediante balance de cloruro en los diferentes tratamientos. Paterna II

Zona con gallinaza y sin planta	Lluvia	Riego	Δ Cl		Lixiviación		[Cl] _{as}		Drenaje	
			B1	B2	B1	B2	B1	B2	B1	B2
Período	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		mg L ⁻¹		mm	
04/10/13 - 24/10/13	0,0	84	-22,7	41,5	106	42	185	252	58	17
24/10/13 - 22/11/13	0,2	188	27,5	-58,4	161	247	178	265	90	93
22/11/13 - 27/12/13	3,6	89	30,3	-10,7	62	103	164	229	38	45
27/12/13 - 24/01/14	1,5	124	-76,2	97,1	201	28	148	216	136	13
24/01/14 - 21/02/14	2,6	113	162,3	-39,2	-47	155	160	184	-29	84
04/10/13 - 21/02/14	7,9	597	24,2	6,1	484	575	167	229	292	252

Zona sin gallinaza y sin planta	Lluvia	Riego	Δ Cl		Lixiviación		[Cl] _{as}		Drenaje	
			B3	B4	B3	B4	B3	B4	B3	B4
Período	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		mg L ⁻¹		mm	
04/10/13 - 24/10/13	0,0	84	38,5	33,4	45	50	221	196	20	26
24/10/13 - 22/11/13	0,2	188	-54,2	-9,2	243	198	250	260	97	76
22/11/13 - 27/12/13	3,6	89	66,3	-78,1	26	170	233	218	11	78
27/12/13 - 24/01/14	1,5	124	-74,1	64,5	199	61	189	170	105	36
24/01/14 - 21/02/14	2,6	113	38,5	-11,7	77	127	179	172	43	74
04/10/13 - 21/02/14	7,9	597	3,0	-0,2	590	606	215	203	277	290

Con respecto al drenaje, se produjo un efecto por tratamiento pero no por la zona. En promedio, el drenaje fue de 184 mm para la zona con plantas y de 278 mm para la zona sin plantas, lo que representa un 35% y 52% del agua aplicada (530 mm). A diferencia del experimento anterior, en este ensayo se observó una diferencia del drenaje entre tratamientos, siendo mayor en las zonas sin planta, debido a la menor evapotranspiración.

En la tabla 5.3.15 se observa el balance de nitrógeno para los diferentes tratamientos. Las entradas corresponden a los aportes producidos con las lluvias, los riegos y el abonado. Los aportes con el agua de riego y lluvia fueron 24 kg N ha⁻¹, procedentes en su mayoría de los nitratos del agua de riego, cuya concentración era de 4,7 mg N-NO₃⁻ L⁻¹, y el abonado fue de 100, 50, 90 y 150 kg N ha⁻¹ para los bloques del 1 al 4 respectivamente, utilizando como fuente de abono el sulfato amónico. Cada bloque recibió un aporte de abonado diferente al encontrarse en tratamientos diferentes dentro del ensayo de fertilización nitrogenada que realizaba en paralelo en esta parcela el grupo de investigación del IVIA, y en el que se evaluó la producción de coliflor bajo diferentes tratamientos de abonado.

Las salidas de nitrógeno medidas corresponden a la extracción por la planta y a la lixiviación de nitrato. La extracción media de nitrógeno por la planta en los primeros 30 cm de suelo fue de 176 kg N ha⁻¹.

La mineralización mínima en las zonas con y sin gallinaza promedió 110 y 80 kg N ha⁻¹, respectivamente, aunque esta diferencia no fue significativa, resultado que coincide con los obtenidos en el ensayo de incubación, donde no se observaba mucha influencia de la gallinaza aplicada en julio sobre la mineralización del suelo, posiblemente debida a que la mayor parte se produjo en las primeras semanas tras el aporte y antes de iniciar los muestreos de campo de este experimento.

Tabla 5.3.15. Balance de nitrógeno para los diferentes tratamientos. Paterna II

Zona con gallinaza y con planta	Lluvia	Riego	Abonado		ΔPerfil		Extracción		[N-NO ₃]as		Lixiviación		Mineraliz	
			B1	B2	B1	B2	B1	B2	B1	B2	B1	B2	B1	B2
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹		mg L ⁻¹		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
04/10/13 - 24/10/13	0,0	2	100	50	108	76	27	29	184	253	90	27	122	80
24/10/13 - 22/11/13	0,0	6	0	0	-228	-245	63	49	134	170	165	146	-5	-56
22/11/13 - 27/12/13	0,3	4	0	0	9	-37	55	55	40	44	13	13	73	27
27/12/13 - 24/01/14	0,1	6	0	0	-19	59	15	12	22	34	0	-14	-10	52
24/01/14 - 21/02/14	0,2	5	0	0	5	-50	21	35	17	34	-7	20	14	0
04/10/13 - 21/02/14	0,6	23	100	50	-25	-39	180	179	80	107	262	194	194	103

Zona sin gallinaza y con planta	Lluvia	Riego	Abonado		ΔPerfil		Extracción		[N-NO ₃]as		Lixiviación		Mineraliz	
			B3	B4	B3	B4	B3	B4	B3	B4	B3	B4	B3	B4
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹		mg L ⁻¹		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
04/10/13 - 24/10/13	0,0	2	90	150	88	212	27	25	114	126	52	38	75	123
24/10/13 - 22/11/13	0,0	6	0	0	20	-123	50	70	145	158	101	73	165	14
22/11/13 - 27/12/13	0,3	4	0	0	-103	-62	38	31	105	103	10	-27	-60	-61
27/12/13 - 24/01/14	0,1	6	0	0	-49	-106	30	23	36	34	27	66	3	-23
24/01/14 - 21/02/14	0,2	5	0	0	-26	27	26	23	17	17	5	-8	0	37
04/10/13 - 21/02/14	0,6	23	90	150	-14	-10	173	172	83	88	195	142	183	90

Tabla 5.3.15. (Continuación). Balance de nitrógeno para los diferentes tratamientos. Paterna II

Zona con gallinaza y sin planta	Lluvia	Riego	Abonado		ΔPerfil		[N-NO ₃]as		Lixiviación		Mineraliz	
			B1	B2	B1	B2	B1	B2	B1	B2	B1	B2
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹		mg L ⁻¹		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
04/10/13 - 24/10/13	0,0	2	100	50	121	24	199	282	115	47	133	19
24/10/13 - 22/11/13	0,0	6	0	0	-92	-162	177	237	160	220	62	52
22/11/13 - 27/12/13	0,3	4	0	0	-149	65	67	94	25	42	-128	103
27/12/13 - 24/01/14	0,1	6	0	0	-14	-134	26	34	35	4	15	-136
24/01/14 - 21/02/14	0,2	5	0	0	2	23	22	19	-6	16	-9	33
04/10/13 - 21/02/14	0,6	23	100	50	-26	-37	98	133	328	330	73	72

Zona sin gallinaza y sin planta	Lluvia	Riego	Abonado		ΔPerfil		[N-NO ₃]as		Lixiviación		Mineraliz	
			B3	B4	B3	B4	B3	B4	B3	B4	B3	B4
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹		mg L ⁻¹		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
04/10/13 - 24/10/13	0,0	2	90	150	154	128	144	134	29	34	91	10
24/10/13 - 22/11/13	0,0	6	0	0	-34	-66	134	185	130	141	90	69
22/11/13 - 27/12/13	0,3	4	0	0	-68	-120	70	105	8	82	-64	-42
27/12/13 - 24/01/14	0,1	6	0	0	-99	-24	40	16	42	6	-63	-24
24/01/14 - 21/02/14	0,2	5	0	0	-27	4	13	11	6	8	-27	6
04/10/13 - 21/02/14	0,6	23	100	50	-15	-16	80	90	215	271	27	19

Por el contrario, se observó un efecto significativo sobre la mineralización por efecto de los tratamientos, siendo mayor la mineralización en el tratamiento con planta (143 kg N ha^{-1}) que en la zona sin planta (48 kg N ha^{-1}) con porcentajes sobre el nitrógeno orgánico inicial del 2,2 y 0,7%, respectivamente. La diferencia entre tratamientos supone 94 kg N ha^{-1} que podrían ser atribuibles al efecto de la rizosfera de la planta sobre la mineralización (un 1,5% del nitrógeno orgánico inicial del suelo).

El efecto favorable de la planta sobre la mineralización, puede ser debido a la estimulación de la actividad microbiana por la liberación del carbono de la rizosfera y que favorecería la mineralización del nitrógeno orgánico (Robinson *et al.*, 1989). La actividad microbiana de la rizosfera se espera sea más activa en plantas que poseen una alta concentración de solutos en la raíz, un rápido crecimiento y una pequeña cantidad de carbono estructural (Newman, 1985; Valé *et al.*, 2005).

El efecto de la planta, tanto por su biomasa radicular como por la composición química de sus exudados, puede intervenir sobre los procesos de mineralización, factor que no es considerado en las cinéticas obtenidas a partir de ensayos de incubación. Por ello, sería conveniente hacer más experimentación al respecto.

Por otra parte, la mineralización mínima obtenida en esta parcela, desde que se aplicó la gallinaza (capítulo 4) hasta la recolección de la coliflor, 15 julio 2013 a 21 febrero 2014 (aproximadamente 7 meses), correspondiente a la suma de los experimentos (gallinaza y durante el cultivo), bajo las condiciones de manejo del agricultor colaborador fue alrededor de 470 kg N ha^{-1} , de los cuales 322 kg N ha^{-1} se produjeron antes del trasplante de la coliflor y 148 kg N ha^{-1} durante su cultivo (tabla 5.3.16).

Tabla 5.3.16. Resumen de la mineralización mínima obtenida desde la aplicación de la gallinaza hasta la recolección de la coliflor, en la parcela de Paterna II

Experimento gallinaza		Experimento durante el cultivo		Total
Tratamiento	kg N ha ⁻¹	Tratamiento	kg N ha ⁻¹	
CG	322	CG CP	148	470
SG	110	SG CP	136	246

Mineralización mínima del nitrógeno orgánico proveniente de:

procedencia	Gallinaza	Durante cultivo	Total
	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	
Gallinaza	212	12	224
Suelo	110	136	246

CG: Con gallinaza, SG: sin gallinaza, CP: con planta, SP: sin planta

La mineralización proveniente del nitrógeno orgánico de la gallinaza fue de 224 kg N ha⁻¹, casi todo mineralizado antes del trasplante de la coliflor, con el consiguiente riesgo de perderse por lixiviación, mientras que la procedente del propio suelo fue de 246 kg N ha⁻¹. Conviene resaltar nuevamente, que según las investigaciones desarrolladas por el grupo de investigación del IVIA, el cultivo de coliflor de este ciclo y en las condiciones de la Comunidad Valenciana requiere unos 250 kg N ha⁻¹ para una óptima producción entre 30-40 t ha⁻¹, por lo que con el aporte de mineralización de 470 kg N ha⁻¹, se está proporcionando casi el doble de lo requerido por el cultivo.

5.3.3.2 Mineralización del carbono

Parcela Paterna I

La medida de la respiración en campo se hizo en las zonas con planta y sin planta previamente establecidas, para evaluar la contribución de la respiración del sistema radicular a la respiración medida. En la figura 5.3.9 se muestra la tasa de respiración obtenida a lo largo del ensayo de campo en cada uno de los bloques considerados. Las tasas de respiración promedio fueron de 0,36 g CO₂ m⁻² h⁻¹ en el bloque 1 0,31 g CO₂ m⁻² h⁻¹ en el bloque 2 0,30 g CO₂ m⁻² h⁻¹ en el bloque 4 y 0,25 g CO₂ m⁻² h⁻¹ en el bloque 3, encontrándose únicamente

diferencias significativas entre el bloque 1 y el bloque 3. Confirmando lo observado en la mineralización de nitrógeno, el bloque 3 es el que presenta la menor tasa media de respiración, y la primera lectura de respiración que es bastante alta en los otros bloques, en este bloque no se registró, lo cual puede ser debido a la mayor compactación observada en este bloque.

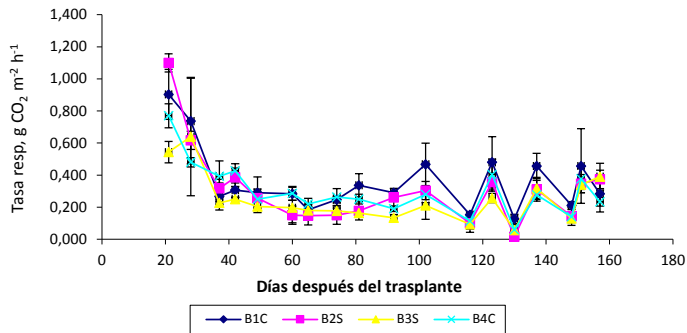


Figura 5.3.9. Tasa de respiración ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) medida en campo durante el cultivo en cada uno de los bloques experimentales (C: con plantas; S: sin plantas). Paterna I. Error estándar ($n=3$)

La tasa de respiración presentó una correlación significativa tanto con la temperatura como con la humedad del suelo, la cual se refleja en los elevados valores al comienzo del ensayo, coincidiendo con las mayores temperaturas, y la disminución hasta los 90 días, antes del comienzo de los riegos; a partir de allí se observan una serie de altibajos, coincidiendo las tasas más bajas con los días posteriores a los riegos (4-11 días), cuando el volumen de saturación es elevado lo que hace que disminuya la actividad microbiana, o como efecto de poco espacio poroso que puede ralentizar el flujo de CO_2 . Conforme va drenando el suelo tanto los contenidos de humedad como de aire permiten una mayor actividad de los microorganismos, reflejada en unas mayores tasas de respiración.

Al promediar las tasas de respiración de las zonas con y sin planta, o analizando dichos valores por hilera, se observó una mayor tasa de respiración en las zonas con planta, aunque no significativamente diferente, siendo las tasas promedio de respiración de 0,33 y 0,28 $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para las zonas con y sin planta, lo que equivale a 3240 kg C ha^{-1} y 2750 kg C ha^{-1} , respectivamente. La

tasa media obtenida en las zonas sin planta sería debida a la respiración de la flora microbiana del suelo y la diferencia con la de las zonas con planta, $0,05 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (490 kg C ha^{-1}), un 15% de la respiración total del suelo, sería la debida a la respiración de las raíces de la coliflor (figura 5.3.10), valor que puede ser considerado como bajo.

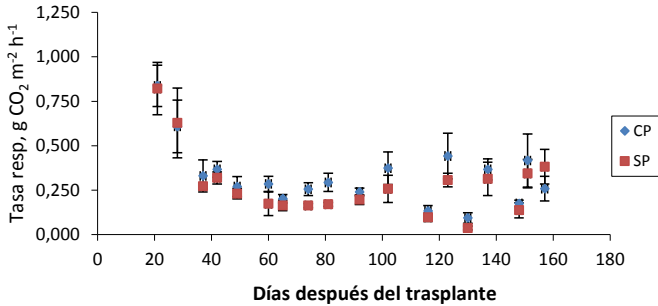


Figura 5.3.10. Tasa de respiración ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) medida en campo en las zonas con planta (CP) y sin planta (SP). Paterna I. Error estándar ($n=6$)

El efecto de las raíces de cultivos hortícolas sobre las emisiones de CO_2 no es del todo conocido, pero hay algunos trabajos en cultivos forestales y extensivos (Zhu *et al.*, 2014). Abou *et al.* (2011), midieron en cultivos forestales con una temperatura en el suelo de 18°C , una tasa de emisión de CO_2 proveniente de la masa microbiana de $0,2 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y, por efecto de las raíces de $0,40\text{-}0,09 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (un 60% de la respiración total del suelo). Ding *et al.* (2007), encontraron que, en un cultivo de maíz con una temperatura en el suelo entre 15 y 25°C , la rizosfera contribuyó entre un 60-66% a la respiración del suelo y, Rochette *et al.* (1999), también en un cultivo de maíz, calcularon que la rizosfera representaba un 45% de la respiración total del suelo. Una posible explicación de la baja tasa de respiración de las raíces de la coliflor en este ensayo puede ser debida a la baja temperatura del suelo (15°C) y a la propia composición química de la rizosfera.

En la figura 5.3.11 se observa el contenido de humedad del suelo por bloques medido junto con la medida de respiración. La humedad volumétrica fue de $0,22 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, $0,24 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, $0,24 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ y $0,20 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ en los bloques 1,

2, 3 y 4, respectivamente. Se observa una diferencia entre los bloques 2 y 3 (sin planta) y el bloque 4 que es significativa, pero no con el bloque 1.

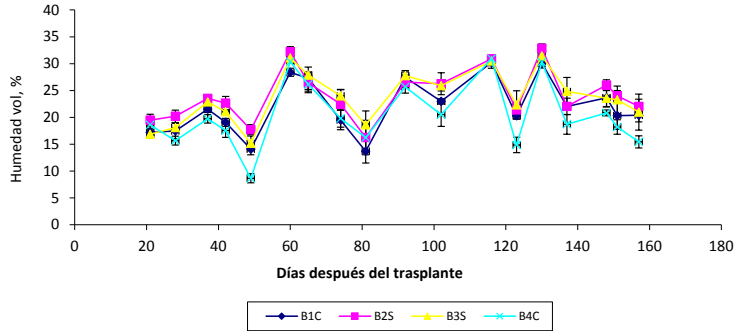


Figura 5.3.11. Humedad volumétrica (%) del suelo a 5 cm, existente en campo durante las lecturas de respiración en cada uno de los bloques experimentales (C: con plantas; S: sin plantas). Paterna I. Error estándar (n=3)

En la figura 5.3.12a se observa el contenido de humedad del suelo agrupado por tratamientos (con y sin planta). Se presentó una diferencia significativa en la humedad volumétrica por tratamientos, siendo mayor en la zona sin planta ($0,24 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) que en la zona con planta ($0,21 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), como es lo esperado.

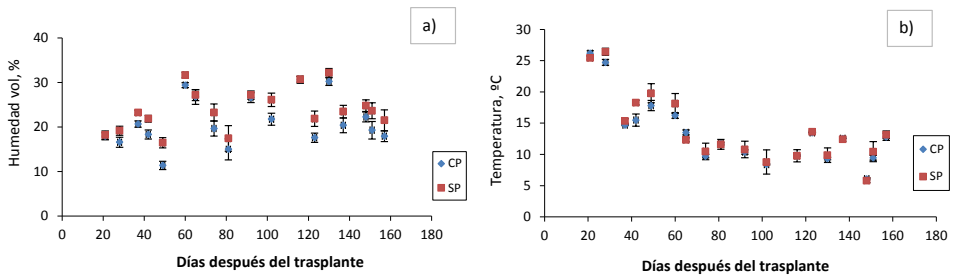


Figura 5.3.12. Humedad volumétrica (%) (a) y temperatura (°C) (b) del suelo a 5 cm, existente en campo durante las lecturas de respiración en las zonas con y sin planta. Paterna I. Error estándar (n=6)

En la figura 5.3.12b se observa la temperatura del suelo por tratamiento, esta estuvo por encima de los 25°C durante los primeros 30 días (dos primeras fechas de medida) después del trasplante, disminuyendo posteriormente. No se presentó diferencias significativas ni entre bloques ni entre tratamientos. La temperatura media fue de 14°C en las zonas con y sin planta.

Parcela Paterna II

Con respecto a la respiración del suelo, no hubo un efecto significativo por la aplicación de la gallinaza en el mes de julio, corroborando lo observado a través de este experimento, en donde la mayor parte de la mineralización del abono orgánico adicionado en julio, se produjo antes del trasplante de la planta. La tasa promedio fue de 0,275 y 0,255 g CO₂ m⁻² h⁻¹ para las zonas con y sin gallinaza, respectivamente.

Por el contrario, si que hubo un efecto significativo de la presencia de la planta sobre la respiración del suelo, siendo más alta la tasa de respiración en el tratamiento con planta, debido a la contribución de la respiración radicular a la respiración del suelo, así como también al aumento de la actividad microbiana de la rizosfera por la exudación de carbohidratos y otras sustancias de las raíces. Las tasas de respiración promedio fueron 0,292 y 0,238 g CO₂ m⁻² h⁻¹ para los tratamientos con y sin planta, lo que equivale a 2867 kg C ha⁻¹ y 2337 kg C ha⁻¹, respectivamente (figura 5.3.13).

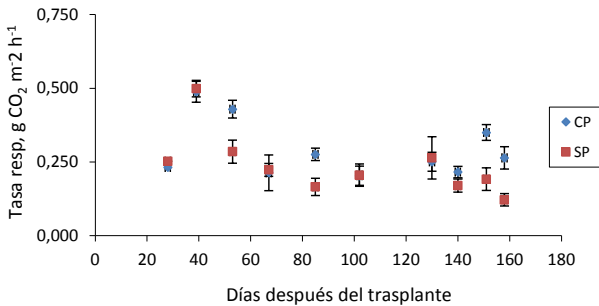


Figura 5.3.13. Tasa de respiración (g CO₂ m⁻² h⁻¹) medida en campo en los tratamientos con y sin planta. Paterna II. Error estándar (n=6)

Estos resultados son similares a los reportados por Uchida *et al.* (2012), en brassicas donde obtuvieron valores medios de respiración de $0,20 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, y a los obtenidos en el cultivo de sorgo en los trabajos de Bavin *et al.* (2009), con tasas de respiración de $0,3 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, Parkin *et al.* (2005), de $0,54 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, Qiao *et al.* (2009), entre $0,11\text{-}0,79 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y Yang y Cai (2006), de $0,08\text{-}5,6 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Las diferencias entre estos valores radica en que algunos cultivos fueron conducidos con humedades en el suelo con el 60% de los espacios porosos llenos de agua, otros en condiciones naturales con periodos de sequía, o incluso realizados en macetas donde hay una mayor concentración de raíces por unidad de área.

Las tasas de respiración en la zona sin planta estuvieron muy por encima de las obtenidas por Uchida *et al.* (2012), con valores de respiración en condiciones de barbecho de $0,05 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, pero están dentro del rango de las obtenidas por Raich y Tufekciogul (2000), que bajo condiciones de barbecho obtuvieron valores entre $0,05$ y $0,79 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Por otra parte, se observó una correlación positiva de las tasas de respiración con la temperatura del suelo y negativa con la humedad, corroborando la influencia de las condiciones ambientales sobre la respiración del suelo. La humedad del suelo fue significativamente mayor en la zona sin planta, siendo la humedad media de 19,5% y 17,5% para los tratamientos sin y con planta (figura 5.3.14a). En la temperatura no se presentaron diferencias significativas, siendo la temperatura media de $13,0^\circ\text{C}$ para los tratamientos con y sin planta (figura 5.3.14b).

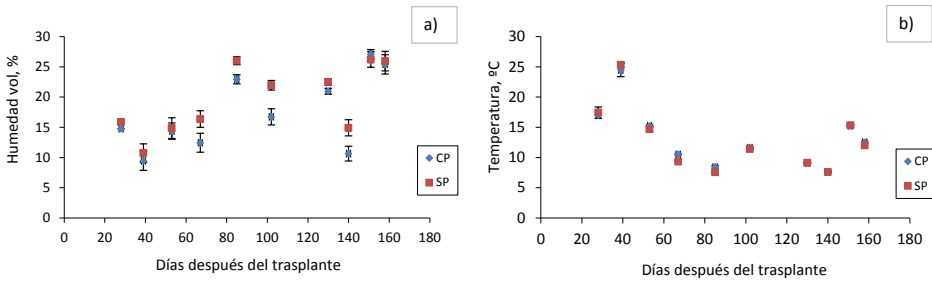


Figura 5.3.14. Humedad volumétrica (%) (a) y temperatura (°C) (b) del suelo a 5 cm, existente en campo durante las lecturas de respiración en los tratamientos con planta (CP) y sin planta (SP). Paterna II. Error estándar (n=6)

Aunque hay un efecto significativo de las condiciones de humedad y temperatura y, de la planta sobre la tasa de respiración del suelo, estas sólo explican un 28,3% de su varianza, indicando que posiblemente haya otros factores que estén incidiendo sobre la respiración y, que no se han tenido en cuenta en este estudio.

$$\text{Tasa} = 0,0984862 - 0,00356111 * \text{Humedad} + 0,0126615 * T$$

Estos datos son un poco diferentes de los obtenidos por Rochette y Gregorich (1998), donde sólo el efecto de la temperatura explica entre un 78-95% la variación de las emisiones de CO₂ del suelo. Aun así, esta ecuación marca bastante bien la tendencia de respiración para estas condiciones.

Hay tres métodos para cuantificar la contribución de las raíces a la respiración total del suelo: integración de componentes, exclusión de raíces y marcadores isotópicos (Hanson *et al.*, 2000). En este caso se está utilizando el método de exclusión de raíces, donde de la diferencia entre las tasas de respiración de los tratamientos con planta y sin planta, se obtiene que la respiración de la raíz de la planta de la coliflor es de 0,05 g CO₂ m⁻² h⁻¹, un 18% de la respiración total del suelo, valor que coincide con el obtenido en el experimento anterior.

Resultados contrarios a los obtenidos por Qiao *et al.* (2009), donde se estudió la respiración en un cultivo de sorgo con y sin planta y se obtuvo que la

proporción de la respiración del suelo correspondiente a las raíces del cultivo eran un 70% del total. Estas diferencias pueden ser debidas a que ese estudio se realizó en macetas donde puede haber un mayor desarrollo radical por unidad de superficie, incrementando la contribución de la respiración de las raíces del cultivo a la total del suelo. El porcentaje de respiración de las raíces sobre el total de la del suelo suele ser un 10 a un 90%, dependiendo de la vegetación y la estación del año (Hanson *et al.*, 2000). Los bajos valores obtenidos en este ensayo con coliflor pudieron ser debidos posiblemente a las bajas temperaturas presentes durante el desarrollo del cultivo.

Con respecto al carbono orgánico oxidable, éste apenas varió a lo largo del cultivo, no presentándose diferencias significativas ni por efecto de la zona ni del tratamiento. Estos resultados fueron similares a los encontrados en el experimento anterior por lo que se corrobora que esta metodología permite comprobar que hay disminución del carbono orgánico debida a la mineralización, pero las variaciones son muy pequeñas para cuantificar dicho carbono mineralizado con esta metodología.

5.3.4 Análisis conjunto de los ensayos de incubación y campo

Mineralización de nitrógeno

Con respecto a Paterna I, para hacer comparable la mineralización obtenida en campo y en laboratorio, se convirtieron estos últimos valores expresados en mg N kg^{-1} a valores expresados en kg N ha^{-1} , utilizando los valores de densidad aparente medidos en campo y sumando la mineralización de las dos capas; la mineralización obtenida de esta manera en la capa 0-30 cm a 25°C y 15°C fue de 153 y 63 kg N ha^{-1} , respectivamente (figura 5.3.15), frente a un promedio de mineralización de los cuatro bloques de 154 kg N ha^{-1} en campo.

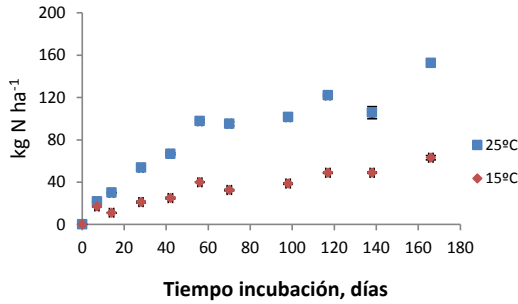


Figura 5.3.15. Mineralización de nitrógeno acumulada en kg ha^{-1} correspondiente a la capa 0-30 cm, obtenida en condiciones controladas a 15°C y 25°C . Paterna I. Error estándar ($n=3$)

La temperatura promedio del suelo en campo fue ligeramente inferior a 15°C , por lo que a simple vista se observa que hubo una menor mineralización en la incubación. Esto posiblemente se deba a que las muestras se colocaron a incubar con la humedad con las que venían de campo (una humedad volumétrica de $0,16 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ que es relativamente baja), la cual posiblemente no haya sido la óptima para determinar el nitrógeno potencialmente mineralizable.

Aun así, estos resultados permiten observar el efecto de la humedad sobre la mineralización, estimándose la disminución de la mineralización en hasta un 70% si la humedad no es favorable, parámetro que puede ser útil para emplearse como práctica de manejo según se necesite o no, minimizar o retrasar los efectos de la mineralización, a efectos de sincronizar la liberación con la absorción del nitrógeno por la planta, y minimizar pérdidas que puedan llegar a ser contaminantes.

Con respecto a Paterna II, la mineralización en condiciones controladas fue en la zona con gallinaza de 130 kg N ha^{-1} a 25°C valor similar a lo obtenido en el experimento anterior y, de 15 kg N ha^{-1} a 15°C , valor que refleja la poca mineralización a bajas temperaturas. En la zona sin gallinaza la mineralización fue de 30 y 14 kg N ha^{-1} a 25°C y 15°C , respectivamente. En campo el promedio de mineralización fue de 94 kg N ha^{-1} , valor un poco superior a lo obtenido en incubación (a 15°C), posiblemente debido a las razones expuestas anteriormente, de condiciones de poca humedad en los experimentos de incubación.

Mineralización de carbono

A fin de establecer una comparación entre los datos obtenidos en incubación con los de campo, la mineralización obtenida en incubación a 0-15 cm se convirtió a unidades de kg C ha^{-1} . En el caso de Paterna I la mineralización fue de 635 kg C ha^{-1} a 25°C y de 197 kg C ha^{-1} a 15°C , en Paterna II la mineralización promedio fue de 377 kg C ha^{-1} y de 153 kg C ha^{-1} a 25°C y 15°C , respectivamente. Comparado estos, con los valores de respiración en obtenidos en la zona sin planta, 2750 y $2337 \text{ kg C ha}^{-1}$ en Paterna I y II, respectivamente, fueron más bajos. Si bien, estos valores son de difícil comparación, debido a la diferente forma de medida en ambos casos, refleja la gran variabilidad de los mismos.

5.4 CONCLUSIONES

- Durante el cultivo de la coliflor, desde la aplicación de la gallinaza hasta la incorporación de los restos de cosecha (9 meses), se produjo una mineralización de 470 kg N ha^{-1} .
- La mineralización del suelo durante el cultivo de coliflor fue de 2-3% del nitrógeno orgánico, lo que equivale a un aporte de $140\text{-}200 \text{ kg N ha}^{-1}$.
- La mineralización fue mayor en condiciones de campo que la obtenida en condiciones controladas, posiblemente a una menor humedad en estas últimas. Lo que resalta la importancia de la humedad en este proceso, factor que puede ser utilizado como una herramienta de manejo para mejorar o retrasar las condiciones de mineralización, a fin de buscar una mejor sincronización con el cultivo siguiente.
- Se observa un posible efecto benéfico de la planta sobre la mineralización.
- La planta de la coliflor presentó una tasa de respiración de $0,05 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ lo que equivale a 490 kg C ha^{-1} .

Capítulo 6

Mineralización de los restos de cosecha de la coliflor

Capítulo 6

6. MINERALIZACIÓN DE LOS RESTOS DE COSECHA DE LA COLIFLOR

6.1 INTRODUCCIÓN

Los restos vegetales no se consideran residuos cuando se utilizan directamente en el sector agrario o en la producción de energía, por lo que están exentos de que se les aplique dicha normativa de Residuos (RD 1528/2012). Cuando la gestión de estos subproductos requiere una transformación (compostaje) o se eliminen vía vertedero es de aplicación la normativa regulada por la Ley 22/2011 sobre Residuos.

La incorporación de los restos de cosecha es un factor importante en el control de la fertilidad del suelo, por su repercusión en el ciclo del nitrógeno, como fuente de materia orgánica al suelo y abono de los sucesivos cultivos (Nicolardot *et al.*, 1994). El porcentaje de compuestos con diferente grado de degradabilidad (celulosas, hemicelulosas, ligninas, proteínas, etc.), dependiente de la especie y de la parte de la planta incorporada, le confiere diferente grado de mineralización. Otros factores que influyen en su transformación en el suelo, además de los descritos en la sección 1.1.1, son la localización de los restos de cosecha (en la superficie o enterrados), el grado de incorporación (Aulakh *et al.*, 1991), o el tamaño de los restos de cosecha (Ambus y Jensen, 1997).

Los restos de cosecha del cultivo de la coliflor (*Brassica oleracea* var. *Botrytis* L.) aportan gran cantidad de nitrógeno (Rahn *et al.*, 1992; De Neve y Hofman, 1998; De Neve *et al.*, 2004). Ello es debido tanto a la cantidad de restos que se generan, entre 40-70 t ha⁻¹ (materia fresca), como a los altos contenidos de nitrógeno que contienen. En la tabla 6.1.1 se observa que el contenido de

nitrógeno en los restos de cosecha de la parte aérea difiere según la parte de la planta analizada (2-4%), y la relación C/N es en general baja (12-26).

Tabla 6.1.1. Contenido de N y C (expresados en porcentaje sobre materia seca) en restos de cosecha de la parte aérea de la coliflor, según diferentes autores

Autor	N (%)			C (%)		C/N		
	Lám foliar (a)	Pecíolo (b)	Hoja (a + b)	Tallo	Hoja	Tallo	Hoja	Tallo
De neve <i>et al.</i> , 1994			3,28	2,82	42,8	45,6	13,2	16,2
De neve <i>et al.</i> , 1996			3,46					
De Neve y Hofman, 1996	3,51			2,82	41,4	41,1	11,8	14,6
De Neve y Hofman, 1998	4,00	1,93						
Akkal <i>et al.</i> , 2010			2,24	1,78	45,9	46,5	20,5	26,1

En la tabla 6.1.2 se observa el contenido de nitrógeno, expresado en kg N ha⁻¹ en restos de cosecha de la parte aérea de la coliflor obtenido por diferentes autores. Estas altas cantidades unidas a una rápida tasa de mineralización (De Neve y Hofman, 1996, 1998), proporcionan un alto potencial fertilizante a los restos de cosecha de la coliflor una vez incorporados al suelo (Akkal *et al.*, 2010). Sin embargo, ello también puede llegar a ocasionar problemas ambientales, especialmente debido a pérdidas de N por lixiviación (De Neve y Hofman, 1998; De Neve *et al.*, 2004).

Tabla 6.1.2. Contenido de nitrógeno (kg N ha⁻¹) en restos de cosecha de coliflor según diferentes autores

Autor	kg N ha ⁻¹
Rahn <i>et al.</i> , 1992	94-107
Everaarts <i>et al.</i> , 1996	100-120
De Neve y Hofman, 1998	147
Fink <i>et al.</i> , 1999	204
Everaarts, 2000	95 - 140
Akkal <i>et al.</i> , 2010	88-124
Ramos y Pomares, 2011	120 -150

En la Comunidad Valenciana este cultivo es típico de la rotación en invierno, y debido a que casi toda el área de la plana de Valencia es considerada zona vulnerable a la contaminación por nitrato, se hace necesario conocer la dinámica de mineralización de estos materiales una vez incorporados al suelo en estas condiciones, puesto que es la práctica habitual que realizan los agricultores una vez cosechada la coliflor.

Por ello, el objetivo de este capítulo fue determinar cuanto nitrógeno se mineraliza tras el enterrado de los restos de cosecha de coliflor y hasta el comienzo del siguiente cultivo, y determinar la cinética del proceso de mineralización de dichos restos. Esta información podría permitir predecir la cantidad de nitrógeno mineral que habría en el suelo al inicio del siguiente cultivo de la rotación, y podría ser tenida en cuenta a la hora de planificar el abonado nitrógeno mejorando la eficiencia del uso y reduciendo el impacto ambiental de dicha práctica.

6.2 MATERIALES Y MÉTODOS

6.2.1 Descripción de ensayos

Durante tres años y una vez finalizada la recolección de la coliflor en cada una de las parcelas experimentales, se realizaron los tres ensayos para medir la tasa de descomposición de los restos del cultivo incorporados al suelo mediante la labor de rotovariado. La fecha de incorporación de los restos de cosecha en cada parcela la decidió el agricultor de acuerdo a su calendario de labores. Cada ensayo de campo fue acompañado de un ensayo de laboratorio para medida de la mineralización en condiciones controladas.

6.2.1.1 Ensayo de campo en la parcela de Burjassot

Este experimento se desarrolló durante los meses de abril-julio de 2012 con una duración de 105 días. Se realizó en la parcela de Burjassot descrita en la sección 3.2.1 y tras el cultivo de coliflor. Una vez recolectada la coliflor, y antes de la incorporación de los restos de cosecha al suelo, se procedió a establecer

cuatro bloques experimentales de 3m x 3m. Estos bloques se delimitaron en las áreas correspondientes a los tratamientos de abonado N0 (sin aporte fertilizante) y N3 (con abonado de 180 kg N ha⁻¹) del experimento conducido por el grupo de investigación del IVIA, realizado durante el cultivo. El área delimitada en cada tratamiento se dividió en dos partes iguales, incorporando en una los restos de cosecha (bloques N0C y N3C) y retirándolos en la otra mitad (bloques N0S y N3S) (figura 6.2.1).

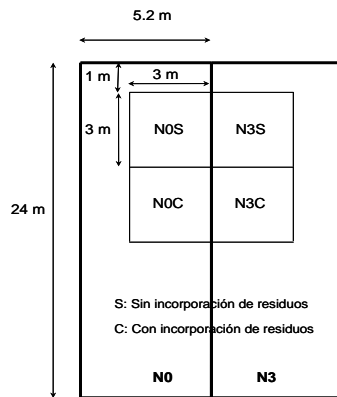


Figura. 6.2.1. Esquema del ensayo de enterrado de restos de cosecha en la parcela Burjassot. N0 y N3 corresponden a los tratamientos de abonado realizados durante el cultivo

Para la toma de muestras, cada subparcela se subdividió en 9 cuadrados de 1 m² (1 x 1 m) y en cada uno de ellos se tomó una muestra de suelo para formar tres muestras compuestas (figura 6.2.2) a las profundidades de 0-15, 15-30 y 30-45 cm. En cada subparcela se realizaron muestreos periódicos de suelo a los 0, 15, 30, 45, 60, 75, 90 y 105 días tras el enterrado de los residuos. Periódicamente se realizaron medidas de respiración del suelo hasta un total de 18, haciendo en cada fecha una medida en cada uno de los 9 cuadrantes de cada uno de los bloques.

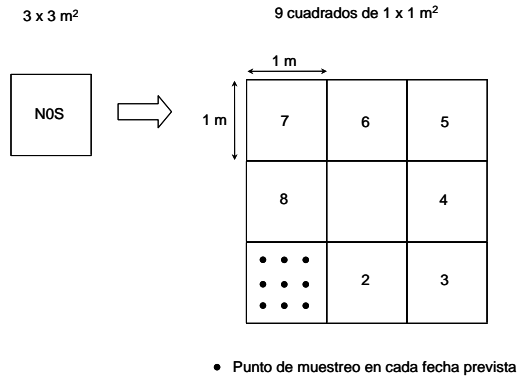


Figura 6.2.2. Esquema de la toma de muestras de suelo en el ensayo de incorporación de restos de cosecha al suelo en Burjassot

Ante la escasez de lluvias durante la realización del ensayo (15 mm) y puesto que la capa superficial del suelo estaba muy seca, a finales de junio se aplicó un riego manual de 28 mm para ver el efecto del rehumedecimiento del suelo sobre la mineralización. En la tabla 6.2.1 se muestra el cronograma del experimento.

Tabla 6.2.1. Cronograma del experimento de mineralización de los restos de cosecha en Burjassot. Año 2012

Mes	Abril			Mayo					Junio					Julio													
Día:	18	27	28	3	4	11	17	24	31	8	14	15	22	27	28	29	30	2	4	5	10	13	24	26			
	Inicio																										Fin
Muestreo	x			x		x	x	x		x			x			x		x							x		
Lectura respiración		x			x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Incorporación restos	x																										
Riego (mm)															28												
Lluvias (mm)			4	6						1							4										
Da	x																										

6.2.1.2 Ensayo de campo en la parcela de Paterna I

Se desarrolló durante los meses de marzo y mayo de 2013 con una duración de 70 días. Se inició una vez terminada la recolección de la coliflor de la parcela Paterna I, replanteándose los mismos bloques experimentales que se habían establecido en el ensayo realizado durante el cultivo (figura 5.2.1). Los bloques en los que se incorporaron los restos de cosecha se hicieron coincidir con los bloques con planta del ensayo con cultivo, y los bloques sin incorporación de los restos de cosecha con los bloques sin planta.

La toma de las muestras de suelo en cada bloque, se realizó aproximadamente cada 7 días en las primeras semanas del ensayo y cada 15 días en la parte final del mismo. En cada bloque se tomaron tres muestras de suelo a las profundidades de 0-15, 15-30 y 30-45 cm. Se hicieron 8 muestreos durante el ensayo, los días 0, 6, 13, 21, 28, 43, 53 y 70 después de la incorporación de los restos de cosecha, y se realizaron medidas de respiración de suelo en 11 ocasiones, con tres medidas por bloque en cada fecha.

Dentro de las labores de campo más relevantes cabe destacar una labor profunda de preparación del terreno para el siguiente cultivo (28 de marzo), el trasplante del cultivo siguiente (calabaza) el cual tuvo lugar el 3 de mayo y un riego de plantación de 136 mm en esa misma fecha. Puesto que el desarrollo de la planta de calabaza es lento al inicio del cultivo, el ensayo se prolongó hasta el 31 de mayo, cuando ya la planta empezaba a desarrollarse, y podrían producirse interferencias del sistema radicular en las zonas de muestreo. En el período considerado se registraron precipitaciones de 104 mm. El cronograma del ensayo se muestra en la tabla 6.2.2.

Tabla 6.2.2. Cronograma del experimento mineralización de los restos de cosecha en Paterna I. Año 2013

Mes	Marzo					Abril								Mayo							
	21	22	25	27	28	2	3	4	11	18	25	26	27	28	3	6	13	23	27	29	30
Día:	Inicio																				Fin
Muestreo	x			x					x	x	x				x		x			x	
Lectura respiración	x	x	x	x	x	x			x	x					x		x			x	
Incorporación restos	x																				
Labor profunda					x													x			
Trasplante calabaza															x						
Abonado																x					
Riego (mm)																	136				
Lluvias (mm)								10				80								14	
Da	x																			x	

6.2.1.3 Ensayo de campo en la parcela de Paterna II

Se desarrolló durante los meses de marzo y mayo de 2014 con una duración de 72 días. Una vez terminada la recolección de la coliflor y antes de la labor de incorporación al suelo de los restos de cosecha, los mismos cuatro bloques experimentales empleados en el ensayo realizado durante el cultivo, se dividieron en dos mitades, dejando los restos de cosecha en una de ellas y en la otra se recogieron, estableciéndose 8 sub-bloques (figura 6.2.3).

Se realizaron un total de 5 muestreos de suelo en cada sub-bloque, aproximadamente cada 15 días, correspondiendo a los 0, 16, 28, 51 y 72 días después de incorporados los restos de cosecha. En cada una de estas fechas se muestrearon 8 puntos a 0-15 cm (profundidad de enterrado de los restos de cosecha) y 3 puntos a 15-30 y 30-45 cm. En este ensayo se realizaron medidas de respiración de suelo en cada uno de los ocho sub-bloques establecidos en seis fechas a lo largo del ensayo, midiendo en tres puntos por sub-bloque en cada una de las fechas.

Al igual que en el experimento anterior, durante el ensayo el agricultor se estableció un cultivo de calabaza, para lo cual preparó el suelo el día 28 de marzo, y efectuó el trasplante el 14 de abril con el consiguiente riego de plantación, que supuso un aporte de 151 mm. De igual modo, el ensayo se prolongó sólo un mes más después de la plantación de la calabaza a fin de evitar la interferencia de las raíces con este experimento de mineralización. Los aportes de agua fueron, además del riego de plantación, 38 mm en siete eventos de lluvias. En la tabla 6.2.3 se muestra el cronograma del ensayo.

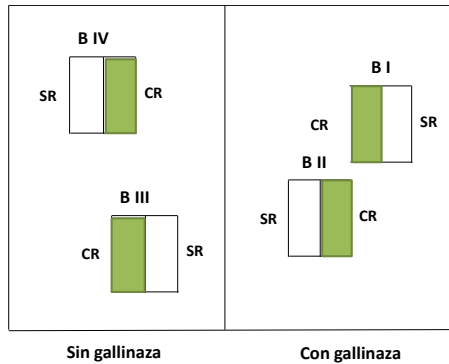


Figura 6.2.3. Esquema del ensayo, con cuatro bloques y con zonas con restos de cosecha (CR) y sin restos de cosecha (SR), en cada uno de ellos, para un total de 8 sub-bloques. Paterna II

Tabla 6.2.3. Cronograma del experimento de mineralización de los restos de cosecha en Paterna II. Año 2014

Mes	Marzo							Abril					Mayo						
Día:	4	6	12	13	20	21	27	28	30	1	3	4	14	21	24	29	30	12	15
	Inicio																	Fin	
Muestreo	x				x					x					x				x
Lectura respiración		x			x		x					x			x				x
Labor profunda	x*							x								x			
Trasplante calabaza													x						
Aporcado																		x	
Riego (mm)													151						
Lluvias (mm)			6	11		4			6	7			4						0,4
Da	x														x				

* Incorporación de los restos de la cosecha; Da: densidad aparente

6.2.1.4 Ensayos en condiciones controladas

Para evaluar la mineralización producida por los residuos de cosecha de la coliflor, se incubaron muestras de suelo con y sin restos de cosecha durante un periodo de 5 meses. Los tratamientos que se establecieron en los ensayos de incubación fueron los mismos que los establecidos en sus correspondientes ensayos en campo, tomando el suelo a incubar en cada uno de los tratamientos, inmediatamente después de la incorporación de los restos de cosecha, a 0-15 cm y a 15-30 cm. Como los ensayos en campo se realizaron en primavera, se utilizó una sola temperatura de incubación (25°C), y como la humedad del suelo era escasa, se le adicionó agua a cada matraz, para llevar el suelo a una humedad cercana a capacidad de campo.

Burjassot

El suelo empleado para este ensayo de incubación fue obtenido de la parcela de Burjassot, de cada uno de los tratamientos del experimento en campo (N0C, N0S, N3C y N3S) a 0-15 cm y 15-30 cm. La duración del ensayo fue de 150 días. Debido al arrastre del tractor en la labor de enterrado de los restos de cosecha, las muestras de suelo obtenidas de los tratamientos N0S y N3S aún presentaban restos de hojas de coliflor, por lo que se decidió tamizar este suelo, de ambas profundidades, a fin de que hubiera unos tratamientos que realmente no tuviera restos. Los tratamientos para este ensayo fueron doce, N0C, N0S, N3C, N3S, N0T, N3T a 0-15 cm y a 15-30 cm, con tres repeticiones por tratamiento. La determinación del nitrato y amonio se hizo a los 0, 7, 15, 21, 30, 45, 60, 75, 90, 120 y 150 días. El diseño para la mineralización del carbono fue la misma que para la del nitrógeno. El control de humedad y de oxígeno se realizó de la misma manera que los experimentos anteriores. La temperatura de incubación fue 25°C.

Paterna I

El suelo a incubar procedía de cada uno de los bloques de los tratamientos establecidos en el experimento en campo en la parcela de Paterna I (B1C, B2S, B3S, B4C). La duración del experimento fue de 154 días. Los tratamientos fueron ocho, B1C, B2S, B3S, B4C a 0-15 cm y a 15-30 cm, una temperatura (25°C), una humedad y tres repeticiones por tratamiento. El N_{\min} se determinó a

los 0, 7, 14, 23, 34, 42, 56, 70, 85, 120 y 154 días. El diseño en la mineralización del carbono fue el mismo que en la mineralización del nitrógeno.

Paterna II

El suelo a incubar se tomó de cada uno de los bloques establecidos previamente en campo, es decir, con gallinaza y con restos (CG-CR), con gallinaza y sin restos (CG-SR), sin gallinaza con restos (SG-CR) y sin gallinaza ni restos (SG-SR). La duración del experimento fue de 157 días. Los tratamientos fueron ocho, CG-CR, CG-SR, SG-CR, SG-SR a 0-15 cm y a 15-30 cm, con tres repeticiones. El N_{min} se determinó a los 0, 7, 15, 28, 46, 66, 90, 119 y 157 días, y la mineralización del carbono siguió el mismo diseño. La temperatura de incubación fue 25°C y la humedad a capacidad de campo.

6.2.2 Determinaciones analíticas y mediciones

Se realizaron según lo descrito en la sección 4.2.2, teniendo en cuenta que en este caso se analizaron los restos de cosecha de la coliflor obtenidos en cada parcela en estudio.

6.2.3 Mineralización del nitrógeno

Se realizó como esta descrito en la sección 4.2.3, teniendo en cuenta que el aporte orgánico utilizado fueron los restos de cosecha de la coliflor.

6.2.4 Mineralización del carbono

Se realizó como esta descrito en la sección 4.2.4

6.2.5 Análisis estadístico

Se realizó como esta descrito en la sección 4.2.5

6.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.3.1 Caracterización de los restos de cosecha

La caracterización de los restos de cosecha utilizados en los ensayos de Burjassot, Paterna I y Paterna II se muestra en la tabla 6.3.1.

En la parcela de Burjassot la incorporación de los restos de cosecha se realizó el 18 de abril 2012, 43 días después de la recolección (ddr). Antes de comienzo del ensayo se retiraron los restos existentes en un área de 4,4 m² dentro de los tratamientos N0S y N3S (sin restos de cosecha), y se tomaron dos muestras para determinar el peso seco y realizarle las determinaciones analíticas pertinentes. En promedio, se incorporaron 6,6 t ha⁻¹ de material seco con un contenido de nitrógeno de 190 kg N ha⁻¹ (2,9% N_{total}).

En la parcela de Paterna I la incorporación se realizó el 21 de marzo 2013 (29 ddr). Previamente a esta labor, se tomaron los restos de cosecha de un área de 1,1 m² continua al área destinada a los tratamientos con restos de cosecha (B1C y B4C), para determinación del peso seco y análisis. En promedio, la materia seca aportada fue de 5,5 t ha⁻¹ con un contenido de nitrógeno de 169 kg N ha⁻¹ (3,04% N_{total}).

En Paterna II el enterrado de los restos de cosecha se realizó el 4 de marzo 2014 (17 ddr). La muestra de material vegetal para la determinación de materia seca se tomó de un área de 5,76 m² tanto en la zona con gallinaza (CG) como de la zona sin gallinaza (SG), momentos antes de la incorporación de los restos. Se incorporaron 5,8 t ha⁻¹ en promedio, con un contenido de 3,04% de N_{total}, lo que corresponde a 178 kg N ha⁻¹.

Tabla 6.3.1. Principales características de los restos de cosecha de coliflor en las parcelas Burjasot I, Paterna I y Paterna II

Parcela	Trat	M. Fresco t ha ⁻¹	fh	M. seco t ha ⁻¹	N total %	N aportado kg N ha ⁻¹	Nrestos/ Naéreo %	C total %	C/N	C t C ha ⁻¹
Burjasot I	N0S	10,8	0,65	7,05	2,75	194	47	34,8	12,7	2,45
	N3S	13,9	0,44	6,14	3,04	187	36	36,9	12,1	2,27
	prom	12,4	0,55	6,59	2,90	190	41	35,9	12,4	2,36
Paterna I	B1C	17,5	0,31	5,42	2,94	159	46	39,5	13,4	2,14
	B4C	28,9	0,20	5,67	3,14	178	51	36,0	11,5	2,04
	prom	23,2	0,25	5,55	3,04	169	48	37,8	12,5	2,09
Paterna II	CG	-	-	6,05	3,13	190	52	34,3	11,0	2,08
	SG	-	-	5,64	2,95	166	47	34,7	11,8	1,96
	prom	-	-	5,85	3,04	178	50	34,5	11,4	2,02

fh: factor de humedad; N total: % N de la materia seca de la parte aérea de la planta

El promedio de materia seca de la parte aérea osciló entre 5,5 y 6,6 t ha⁻¹, valores similares a las 5,7 t ha⁻¹ obtenidos por Akkal *et al.* (2010). Everaarts *et al.* (1996), obtuvieron entre 3-4 toneladas de materia seca por hectárea siendo está dependiente de la cantidad de nitrógeno tanto aplicado como absorbido por la planta. De Neve y Hofman (1998), reportan contenidos de materia seca de 4,1 t ha⁻¹.

Se observa un mayor porcentaje de materia seca en Burjassot I con respecto a las otras parcelas, estas plantas presentaron una mayor biomasa, posiblemente debido a los altos contenidos de nitrógeno disponible en el suelo. Una excesiva fertilización nitrogenada provoca un incremento en el crecimiento vegetativo y un consumo de lujo por parte de las plantas (Everaarts *et al.*, 1996; Thompson *et al.*, 2000a).

El contenido de nitrógeno total fue en promedio de un 3%, resultados similares a los obtenidos por los diferentes autores relacionados en la tabla 6.1.1.

El contenido promedio de nitrógeno en los residuos de coliflor utilizados fue de 180 kg N ha⁻¹, valor ligeramente superior a los obtenidos por los diferentes autores, aunque muy cercanos a los obtenidos por Fink *et al.* (1999) (tabla 6.1.2). Esta cantidad corresponde al 41-50% del nitrógeno absorbido por la parte aérea

de la planta, el cual se devuelve al suelo mediante la incorporación de los restos de cosecha. Porcentaje similar al obtenido por Akkal *et al.* (2010), que fue del 56% y por Everaarts (2000), que fue del 55%.

Los porcentajes de carbono presentes en los restos de cosecha fueron más bajos (34-38%) que los citados en la literatura (41-46%), aunque la relación C/N (11,3-12,4) estuvo dentro del rango reportado por otros autores (14-26) (tabla 6.1.1).

Los datos anteriormente presentados (un aporte de 180 kg N ha⁻¹ al suelo mediante restos de cosecha de coliflor), difirieron de los calculados por el grupo de investigación del IVIA. Este cálculo se realizó utilizando los datos obtenidos de las plantas que se recogieron en el momento de la cosecha (2 plantas por unidad experimental) para el análisis de N.

Según esa metodología, la materia seca de los restos de cosecha estuvo entre 7,4 y 13,4 t ha⁻¹, con un porcentaje de nitrógeno entre 2,85 y 3,42%, lo que resultó en un valor medio de 299 kg N ha⁻¹ (tabla 6.3.2), un 67% más de nitrógeno con respecto a la cantidad estimada a partir de la recogida de los restos de cosecha una vez transcurridos entre 17 y 43 días de la recolección, y que es el momento en que los agricultores de la zona suelen realizar su incorporación al suelo.

La principal diferencia entre los dos métodos radica en los diferentes valores de materia seca obtenidos, ya que en Burjassot la materia seca obtenida por recolección de los restos 47 días después de la recolección fue un 44% inferior a la calculada a partir de las plantas tomadas en el momento de la cosecha. En las otras parcelas las reducciones en peso seco fueron del 25% en Paterna I y del 32% en Paterna II. En estas dos últimas parcelas los restos se recogieron 29 y 17 días después de la cosecha, respectivamente. Además de estos valores inferiores en materia seca, también hubo una disminución en el contenido de nitrógeno, que fue del 0,33% en Burjassot, y del 0,38% en Paterna I; no se redujo en Paterna II.

La disminución (tanto en materia seca como en contenido de nitrógeno) posiblemente fue debida a la descomposición de los materiales durante el tiempo que permanecieron expuestos al aire libre y a la radiación solar, y en el que algo de N podría haber pasado al suelo en contacto con los restos, o se podría haber

volatilizado. Pérdidas por volatilización de amonio han sido observadas en restos vegetales ricos en nitrógeno aplicados sobre la superficie, disminuyendo dichas pérdidas cuando estos son incorporados inmediatamente (Janzen y McGinn, 1991).

Tabla 6.3.2. Materia fresca, materia seca y nitrógeno en restos de cosecha de la parte aérea en el cultivo de coliflor, a partir de las medidas realizadas en plantas tomadas en el momento de la cosecha

Parcela	Trat	M. Fresco Planta entera		M. Fresco Parte comercial		M. Fresco Restos		M. seca Restos		N parte aaérea	N en restos	Nrestos/ Naéreo	C total	C/N
		kg pt ⁻¹	t ha ⁻¹	kg pt ⁻¹	t ha ⁻¹	kg pt ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	%	%	kg N ha ⁻¹	%	%	%
Burjasot I	NOS	7,45	147	1,96	38,7	5,49	108	10,3	9,53	3,05	315	77	34,8	11,4
	N3S	9,13	180	2,06	40,6	7,07	140	13,4	9,58	3,41	456	87	36,9	10,8
	media	8,29	164	2,01	39,7	6,28	124	11,8	9,55	3,23	385	82	35,9	11,1
Paterna I	media	6,22	139	2,06	45,7	4,17	93	7,4	7,95	3,42	254	73	37,8	11,0
Paterna II	CG	8,37	172	1,91	39,1	6,46	133	9,2	6,91	3,15	288	79	34,3	10,9
	SG	7,50	154	1,83	37,5	5,68	116	8,0	6,91	2,85	229	65	34,7	12,2
	media	7,94	163	1,87	38,31	6,07	124	8,60	6,91	3,00	259	72	34,5	11,5

NOS y N3S: tratamientos sin restos; CG: con gallinaza; SG: sin gallinaza.

El peso promedio de una planta entera (tomando los datos de las tres parcelas) fue de 7,5 kg, la parte comercial (pella) 2,0 kg y los restos 5,5 kg. Multiplicado estos valores por la densidad de plantación promedio de las tres cada parcela (20356 plantas ha⁻¹), se obtiene una producción media de biomasa de 111 t ha⁻¹, cantidades más altas a lo encontrado en la literatura. De Neve *et al.* (1996), obtuvieron 36 t ha⁻¹ y Fink *et al.* (1999), 60 t ha⁻¹, y las diferencias con respecto a los valores de Valencia posiblemente fueron debidas al elevado N_{min} disponible en el suelo estas parcelas (entre 240-437 kg N ha⁻¹ sin incluir el aporte por mineralización), lo que puede repercutir en una mayor producción de biomasa. Los valores de biomasa total y, consecuentemente, de los restos de cosecha también dependen de la duración del ciclo de cultivo, que en el caso de Valencia fue de unos 160 días. No se disponía del dato de duración del ciclo de las variedades empleadas en los otros estudios mencionados.

El porcentaje de materia seca de estos restos fue de un 8% (9,3 t ha⁻¹), inferior a lo señalado en otros trabajos, en donde se habla de un porcentaje de materia seca del 15% (De Neve *et al.*, 1994; De Neve y Hofman, 1996). El nitrógeno presente en los restos en el momento de la cosecha corresponde a un 76% de lo contenido en la parte aérea de la planta.

A las muestras de plantas recolectadas en el momento de la cosecha, no se les analizó el contenido de carbono, pero asumiendo que no hubo pérdidas de carbono y que las cantidades son iguales a las que se obtuvieron de los restos de cosecha al momento de su incorporación (17-43 días después de la recolección), la relación C/N sería de 11, una baja relación que en principio debería de repercutir en una rápida mineralización.

6.3.2 Mineralización en condiciones controladas

6.3.2.1 Mineralización del nitrógeno

Ensayo de incubación con restos de cosecha de Burjassot

Se observó una mayor mineralización en los tratamientos N0 con respecto a N3 en todos los casos (figura 6.3.1a). A 0-15 cm en los tratamientos con restos de cosecha (N0C y N3C) el incremento fue significativo, siendo las cantidades acumuladas de nitrógeno mineralizado de 165 y 104 mg N kg⁻¹, respectivamente. En los tratamientos de suelo sin restos (S) y suelo tamizado (T), el incremento no fue significativo, siendo el nitrógeno mineralizado de 71, 80, 64 y 55 mg N kg⁻¹ para los tratamientos NOS, NOT, N3S y N3T, respectivamente, lo que equivale a un 4,7%, 5,3%, 4,9% y 4,5% del nitrógeno orgánico inicial del suelo (figura 6.3.1a).

A 15-30 cm (figura 6.3.1b), el incremento fue significativo en todos los tratamientos N0 frente a los tratamientos N3. Las cantidades de nitrógeno mineralizado fueron de 32, 25 y 26 mg N kg⁻¹ en los tratamientos N0C, NOS y NOT, respectivamente, lo que equivale a un 2,6%, 2,3% y 2,1% del contenido inicial de nitrógeno del suelo, y de 21 mg N kg⁻¹ en los tratamientos N3C, N3S y N3T, equivalente a un 2% del nitrógeno orgánico inicial.

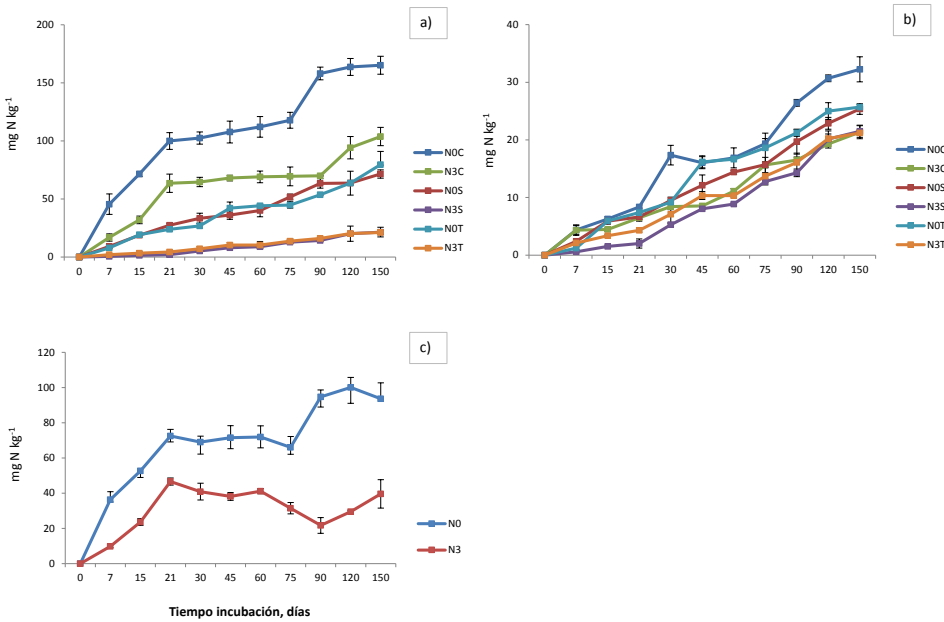


Figura 6.3.1. Mineralización de nitrógeno acumulada (mg kg⁻¹) en los diferentes tratamientos: suelo con restos de cosecha (C), suelo sin restos de cosecha (S), si se tamizó el suelo (T), el N (N0 y N3) a 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b). Cantidad de nitrógeno mineralizado atribuible a los restos de cosecha (c). Burjassot. Error estándar (n=3)

La cantidad de nitrógeno mineralizado atribuible a los restos de cosecha incorporados (obtenido de la diferencia de mineralización entre los tratamientos con restos de cosecha y los tratamientos sin restos), también fue mayor en el tratamiento N0 (figura 6.3.1c). De la diferencia entre N0C y N0S, se obtiene que la mineralización atribuible a los restos de cosecha fue de 94 mg N kg⁻¹, y de la diferencia entre N3C y N3S, de 40 mg N kg⁻¹, lo que equivale a una mineralización del 80% y 35%, respectivamente, del nitrógeno orgánico presente en los restos de cosecha de la parte aérea de la coliflor incorporados.

Por otra parte, la mineralización media en los tratamientos con restos de cosecha fue significativamente mayor con respecto a la media de los tratamientos de suelo sin restos (tamizado y sin tamizar), a 0-15 cm (figura 6.3.2a). La mineralización media de los tratamientos de suelo con restos fue de 134 mg N kg⁻¹ y la mineralización media de los tratamientos de suelo sin restos y suelo

tamizado promediaron 67 mg N kg^{-1} , no habiendo diferencia significativa entre estos dos últimos tratamientos, e indicando este resultado que no hubo efecto del posible arrastre de restos observado en el momento de su incorporación con la labor de rotovariado.

A 15-30 cm (figura 6.3.2b), la mineralización media en los tratamientos con restos fue de 27 mg N kg^{-1} y para los tratamientos sin restos y tamizado de 23 mg N kg^{-1} , no observándose diferencias significativas entre tratamientos debido a que la incorporación de los restos en campo se realizó principalmente en los primeros 15 cm de profundidad. Esta cantidad corresponde a un 2,1% del nitrógeno orgánico presente en el suelo.

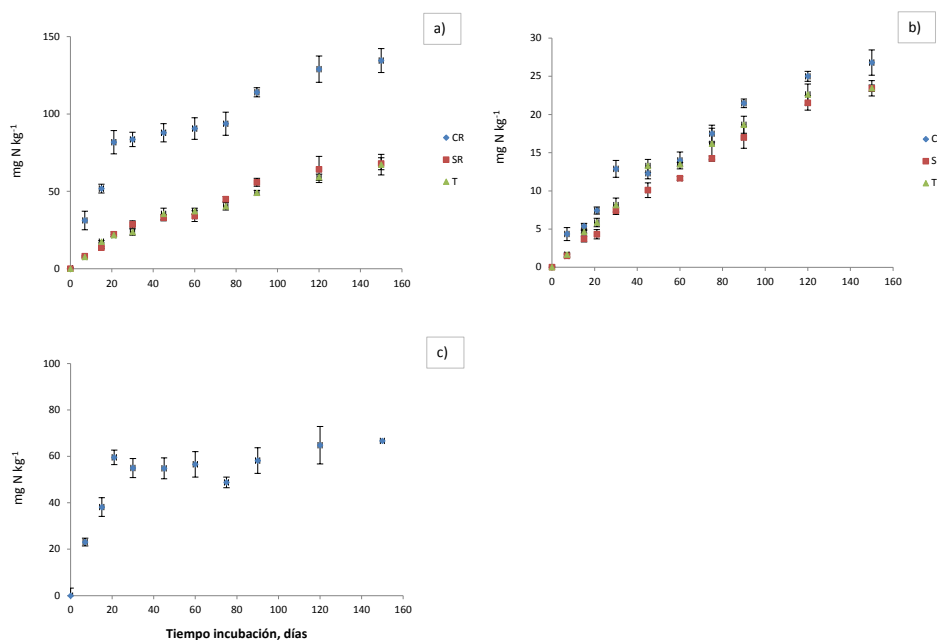


Figura 6.3.2. Mineralización de nitrógeno media acumulada (mg kg^{-1}) en los tratamientos suelo con restos de cosecha (CR), suelo sin restos (SR) y suelo tamizado (T), a 0-15 cm (a), y a 15-30 cm (b). Mineralización de nitrógeno atribuible a los restos de cosecha (c). Burjassot. Error estándar ($n=6$)

De la diferencia entre la mineralización media de los tratamientos con y sin restos, se obtiene que la mineralización media atribuible a los restos de cosecha incorporados fue de 67 mg N kg^{-1} (figura 6.3.2c), que equivale a un 58% del nitrógeno total de los restos de la parte aérea incorporados.

La mineralización de los restos de cosecha, se caracterizó por una rápida producción de N_{min} en los 21 días tras la incorporación, momento en el que ya se ha mineralizado el 52% del nitrógeno contenido en los restos de la parte aérea incorporados, y posteriormente se produce un ligero incremento hasta llegar al 58% del nitrógeno total aportado al final de los 150 días de incubación (figura 6.3.2c).

Debido a las diferencias encontradas entre la mineralización estimada en los tratamientos con distinta fertilización química (N0 y N3) tanto en los suelos con y sin restos de cosecha, los modelos cinéticos se ajustaron con los datos obtenidos en los tratamientos sin abonado químico (N0). Todos los modelos presentaron un R^2_{ajustado} muy similar (tabla 4.3.4) para cada tratamiento, y en general los valores oscilaron entre 0,77-0,96.

Tabla 6.3.3. Cinéticas de mineralización de nitrógeno para los diferentes materiales. Burjassot

Material	Modelo	No	25°C							
			N ₁	C1	k	k ₁	k ₂	b _n	b _p	R ² aj
Trat suelo con restos a 0-15 cm	1er orden simple	152,6			0,036					0,87
	doble exponencial	77,8	208,4		0,117	0,004				0,92
	1er orden especial	144,0		15,450	0,028					0,88
	hibrido	86,7			0,103		0,578			0,92
	hiperbólico	183,9						0,134		0,90
	parabólico	27,7							0,363	0,92
Trat suelo sin restos a 0-15 cm	1er orden simple	76,1			0,016					0,90
	doble exponencial	12,3	81,6		0,103	0,009				0,90
	1er orden especial	76,5		2,816	0,014					0,90
	hibrido	32,5			0,042		0,269			0,90
	hiperbólico	105,0						0,702		0,90
Trat suelo sin restos a 15-30 cm	1er orden simple	31,1			0,011					0,96
	doble exponencial	6,0	56,6		0,046	0,003				0,96
	1er orden especial	32,1		0,664	0,010					0,96
	hibrido	9,3			0,033		0,110			0,96
	hiperbólico	46,6						2,747		0,96
Atribuible a restos de cosecha	1er orden simple	84,7			0,067					0,77
	doble exponencial	61,0	273,9		0,131	0,001				0,81
	1er orden especial	82,0		3,165	0,063					0,76
	hibrido	61,7			0,129		0,247			0,82
	hiperbólico	97,5						0,124		0,80
	parabólico	27,0							0,257	0,81

Ensayo de incubación con restos de cosecha de Paterna I

La mineralización media acumulada, para los tratamientos de suelo con restos de cosecha (B1C, B4C) a 0-15 cm fue de 121 mg N kg⁻¹, no habiendo diferencias significativas entre los B1C y B4C. En los tratamientos de suelo sin restos (B2S, B3S) fue de 63 mg N kg⁻¹ (figura 6.3.3a). A 15-30 cm, la mineralización para ambos tratamientos (con y sin restos de cosecha) fue de 47 mg N kg⁻¹, no observándose diferencia entre ellos debido a que la profundidad de la incorporación de los restos de cosecha no superó los 15 cm (figura 6.3.3b).

De la diferencia entre los tratamientos con restos de cosecha y sin restos, se obtiene que la mineralización atribuible a los restos de la parte aérea de la coliflor incorporados al suelo fue de 58 mg N kg⁻¹, que corresponde a un 53% del nitrógeno total incorporado, mineralizados principalmente durante los primeros 15 días de incubación (figura 6.3.3c).

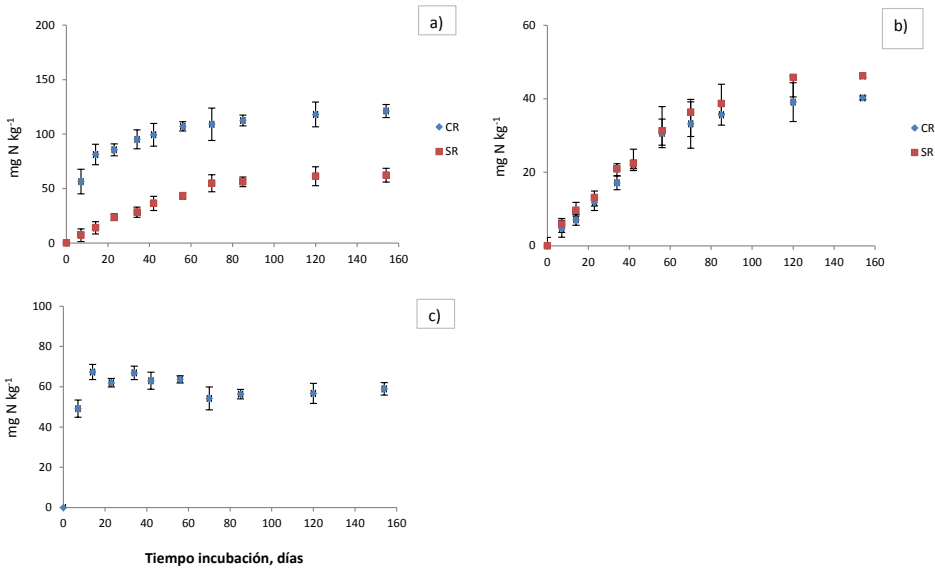


Figura 6.3.3. Mineralización de nitrógeno media acumulada (mg kg⁻¹) de los tratamientos con restos (CR) y sin restos de cosecha (SR) a las profundidades de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b). Mineralización de nitrógeno atribuible a los restos de cosecha (c). Paterna I. Error estándar (n=6)

En la tabla 6.3.4 se muestran los valores de los diferentes parámetros de las ecuaciones cinéticas ajustadas a los valores medidos de mineralización. Los diferentes modelos de cinéticas presentaron un ajuste muy similar en cada uno de los tratamientos, pero los valores de R^2 fueron en este caso más altos para los tratamientos de suelo sin restos (0-15 y 15-30) los cuales oscilaron entre 0,78-0,93, que para el suelo con restos (0,51) y el atribuible a los restos (0,52-0,61).

Tabla 6.3.4. Cinéticas de mineralización de nitrógeno para los diferentes materiales. Paterna I

Material	Modelo	No	N _i	C1	25°C					R ² aj
					k	k ₁	k ₂	b _h	b _p	
Trat suelo con restos a 0-15 cm	1er orden simple	119,0			0,072					0,52
	doble exponencial	37,7	85,0		0,350	0,044				0,51
	1er orden especial	114,5		4,965	0,067					0,51
	hibrido	111,2			0,082		0,079			0,51
	hiperbólico	132,9						0,072		0,52
	parabólico	47,1							0,206	0,50
Trat suelo sin restos a 0-15 cm	1er orden simple	71,6			0,017					0,81
	doble exponencial	71,9	-0,5		0,017	-0,00004				0,80
	1er orden especial	72,0	0,0	-1,213						0,80
	hibrido	199,0			0,008		-0,506			0,81
	hiperbólico	100,5						0,734		0,80
	parabólico	4,3							0,556	0,78
Trat suelo sin restos a 15-30 cm	1er orden simple	53,9			0,014					0,93
	doble exponencial	45,9	8,0		0,015	0,014				0,93
	1er orden especial	54,0		-0,524	0,015					0,93
	hibrido	145,3			0,007		-0,333			0,93
	hiperbólico	78,2						1,172		0,92
	parabólico	2,5							0,597	0,90
Atribuible a restos de cosecha	1er orden simple	70,7			0,208					0,56
	doble exponencial	60,4	10,3		0,210	0,205				0,55
	1er orden especial	71,3		-0,62	0,210					0,56
	hibrido	83,3			0,149		-0,172			0,61
	hiperbólico	71,7						0,019		0,54
	parabólico	67,3							0,005	0,52

Ensayo de incubación con restos de cosecha Paterna II

En este experimento los tratamientos fueron ocho, zona con gallinaza con y sin restos (CG-CR, CG-SR), zona sin gallinaza con y sin restos (SG-CR, SG-SR), a dos profundidades 0-15 cm y a 15-30 cm, incubados a 25°C durante 157 días. La gallinaza se había aplicado dos meses antes del trasplante de la coliflor.

A 0-15 cm, se observó una mayor mineralización en los tratamientos de suelo con restos de cosecha frente a los tratamientos de suelo sin restos, siendo este incremento significativo. La mineralización media acumulada fue de 120 y 60 mg N kg⁻¹, respectivamente (figura 6.3.4a).

Por efecto de la gallinaza también se observó un aumento en la mineralización aunque no significativo. La mineralización del nitrógeno fue de 108 y 72 mg N kg⁻¹ para los tratamientos de suelo con gallinaza y sin gallinaza, respectivamente.

A la profundidad 15-30 cm, la mineralización fue muy similar entre todos los tratamientos, debido a que la incorporación de los restos no superó los 15 cm. La mineralización media fue de 45 y 38 mg N kg⁻¹, en los tratamientos de suelo con y sin restos de cosecha, respectivamente, lo que equivale a un 2,0% del nitrógeno orgánico inicial (figura 6.3.4b).

De la diferencia entre los dos tratamientos se obtiene que la mineralización atribuible a los restos de cosecha de la coliflor fue de 60 mg N kg⁻¹, lo que equivale a un 48% del nitrógeno orgánico incorporado, mineralizados principalmente durante los primeros 28 días de incubación (figura 6.3.4c).

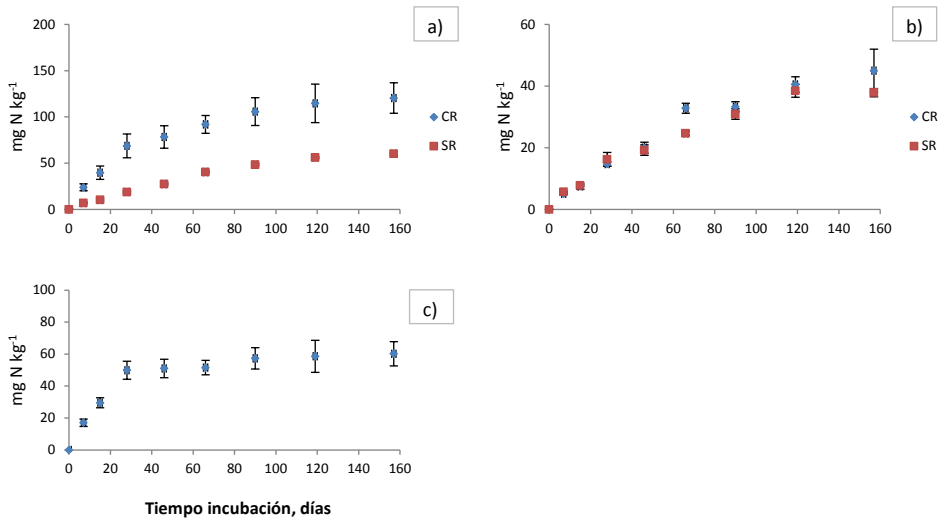


Figura 6.3.4. Mineralización de nitrógeno media acumulada (mg kg^{-1}) en los tratamientos suelo con restos y sin restos de cosecha a las profundidades de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b), a 25°C. Mineralización de nitrógeno atribuible a los restos de cosecha (c). Paterna II. Error estándar ($n=6$)

En la tabla 6.3.5 se muestran los valores de los diferentes parámetros de las ecuaciones cinéticas ajustadas a los valores medidos de mineralización en cada tratamiento. Los diferentes modelos cinéticos en cada uno de los tratamientos proporcionan similares valores de R^2_{aj} , pero entre tratamientos, los valores más altos se obtienen en los tratamientos sin restos (0,92-0,98) mientras que en el tratamiento de suelo con restos y en el atribuible únicamente a los restos el coeficiente del ajuste oscila entre 0,83-0,85.

Tabla 6.3.5. Cinéticas de mineralización de nitrógeno para los diferentes materiales. Paterna II

Material	Modelo	No	N ₁	C1	25°C					R ² aj
					k	k ₁	k ₂	b _n	b _p	
Trat suelo con restos a 0-15 cm	1er orden simple	163,5			0,021					0,85
	doble exponencial	156,9	129,4		0,022	0,0003				0,84
	1er orden especial	162,7		1,542	0,020					0,85
	hibrido	157,5			0,022		0,034			0,85
	hiperbólico	216,8						0,248		0,85
	parabólico	14,0							0,494	0,83
Trat suelo sin restos a 0-15 cm	1er orden simple	81,6			0,011					0,98
	doble exponencial	65,5	16,1		0,011	0,011				0,98
	1er orden especial	81,6		-0,103	0,011					0,98
	hibrido	152,0			0,008		-0,239			0,98
	hiperbólico	122,8						1,005		0,98
	parabólico	2,7							0,651	0,97
Trat suelo sin restos a 15-30 cm	1er orden simple	48,4			0,017					0,93
	doble exponencial	47,2	5,2		0,013	0,011				0,93
	1er orden especial	48,2		1,223	0,016					0,93
	hibrido	37,2			0,022		0,061			0,93
	hiperbólico	65,8						1,041		0,93
	parabólico	3,2							0,534	0,92
Atribuible a restos de cosecha	1er orden simple	131,0			0,015					0,84
	doble exponencial	216,7	40,5		0,003	0,056				0,84
	1er orden especial	132,9		5,786	0,013					0,83
	hibrido	48,1			0,051		0,496			0,85
	hiperbólico	179,0						0,429		0,84
	parabólico	7,6							0,557	0,85

Discusión

Las diferencias de mineralización encontradas en la parcela Burjassot entre tratamientos que habían recibido diferente abonado durante el cultivo, con una mayor mineralización en los tratamientos N0 respecto a los tratamientos N3, no tienen una explicación concluyente. Si bien, hubo un mayor contenido de materia seca en los restos incorporados en la zona N0, la diferencia no fue lo suficientemente grande como para explicar la mayor cantidad de nitrógeno orgánico en esta zona y por tanto una mayor cantidad de material a mineralizar.

Una posible explicación a la mayor mineralización encontrada en los tratamientos N0 radica en que todos los tratamientos con suelo proveniente de la zona sin fertilizar (N0), contenían mayor cantidad de nitrógeno orgánico inicial, siendo significativamente diferente en todos los casos, y que este N fomara parte de compuestos de más fácil degradación (figura 6.3.5).

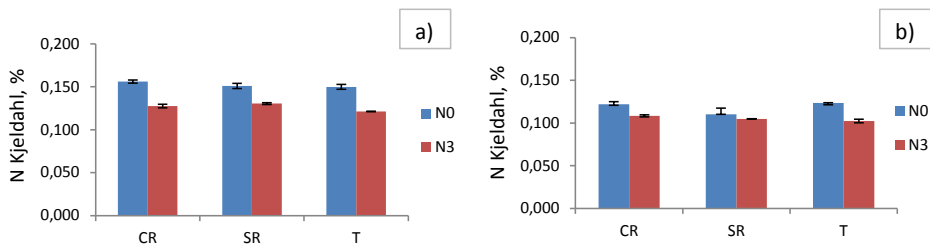


Figura 6.3.5. Nitrógeno Kjeldahl (%) inicial del suelo en los diferentes tratamientos, suelo con restos de cosecha (CR), suelo sin restos de cosecha (SR) y suelo tamizado (T), con los dos niveles de fertilización (N0 y N3), en las profundidades de suelo 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b). Burjassot. Error estándar (n=3)

No hay una explicación clara para el mayor contenido de N_{org} inicial en los tratamientos N0, puede ser que hubiera habido una mayor cantidad de material existente en esa zona, que no se detectó con el muestreo del área en que se recogieron los restos vegetales para ser analizados. O por una posible influencia en la descomposición de una mayor cantidad de raicillas presentes en el suelo, ya que este experimento se realizó en la misma parcela en la que se había establecido el cultivo de coliflor. Al ser el tratamiento sin fertilizante, se pudo

haber producido un mayor desarrollo radicular y por tanto, una mayor cantidad de raicillas de fácil descomposición, que pudieran haber influenciado la mineralización producida en dicha zona.

Por otra parte, esta gran diferencia en la mineralización en bloques contiguos (80 y 35%), estaría reflejando la gran variabilidad que se puede producir en condiciones de campo.

En general, la mineralización de nitrógeno de los restos de cosecha de la coliflor en condiciones controladas estuvo entre el 48-58% del nitrógeno orgánico de los restos de la parte aérea de la coliflor, mineralizándose principalmente en los primeros 15-28 días de incubación. Estos porcentajes están en el rango medio de los obtenidos por De Neve y Hofman (1996), donde las hojas y los tallos de la coliflor mineralizaron casi un 80% y un 45% del nitrógeno total, respectivamente, mineralizándose la mayor parte durante los primeros 7-30 días de la incubación (De Neve y Hofman, 1996; De Neve *et al.*, 1996).

Con respecto a las cinéticas de mineralización, si bien se observó que en un mismo tratamiento todos los modelos presentaron un R^2_{aj} muy similar, no todos tienen un significado biológico ya que algunos valores tanto del nitrógeno potencialmente mineralizable del segundo “pool” como de algunas k dieron negativos. Dentro de los diferentes modelos se pudo observar que la cinética de primer orden fue la más versátil, adaptándose muy bien a todos los tratamientos, resultado que coincide con De Neve *et al.* (1996), siendo este el modelo que mejor se ajustó a la mineralización de restos de hojas de coliflor. Por otra parte, si bien el modelo doble fue el más difícil de ajustar sus parámetros, en algunas ocasiones (Burjassot) logró expresar mejor la posible mineralización que tuvo lugar, ya que en los tratamientos 0-15 con y sin restos y 15-30 sin restos, el nitrógeno potencialmente mineralizable de la fracción más resistente, es mayor pero tiene menor tasa de mineralización.

Analizando la cinética de primer orden para la mineralización atribuible a los restos de cosecha, la k osciló entre 0,015 y 0,208 día⁻¹, valores algo inferiores al obtenido por De Neve *et al.* (1996), para la descomposición de las hojas de coliflor que fue de 0,282 día⁻¹. Ello podría estar indicando posiblemente una mezcla entre materiales de fácil (hojas) y difícil (tallos) descomposición presentes en los tratamientos como resultado de la heterogeneidad de los restos incorporados en campo.

6.3.2.2 Mineralización del carbono

Burjassot

Al igual que en la mineralización del nitrógeno, se observó una mayor mineralización de carbono en los tratamientos N0 en todos los casos, tanto a 0-15 como a 15-30 cm. En el suelo correspondiente a la profundidad de 0-15 cm, la respiración acumulada fue de 2554 mg C kg⁻¹ en el tratamiento N0C, y de 589 mg C kg⁻¹ en el N3C (con restos de cosecha), siendo esta diferencia significativa (figura 6.3.6a). En los tratamientos de suelo sin restos y suelo tamizado este incremento no fue significativo, la respiración fue de 194, 149, 205 y 120 mg C kg⁻¹, para los tratamientos N0S, N3S, N0T y N3T, respectivamente (figura 6.3.6b).

La mineralización atribuible a los restos de cosecha (figura 6.3.6c), fue significativamente mayor en N0, siendo la mineralización de 2360 mg C kg⁻¹ frente a los 440 mg C kg⁻¹ en el N3, lo que equivale a una mineralización del 100% y el 30%, respectivamente.

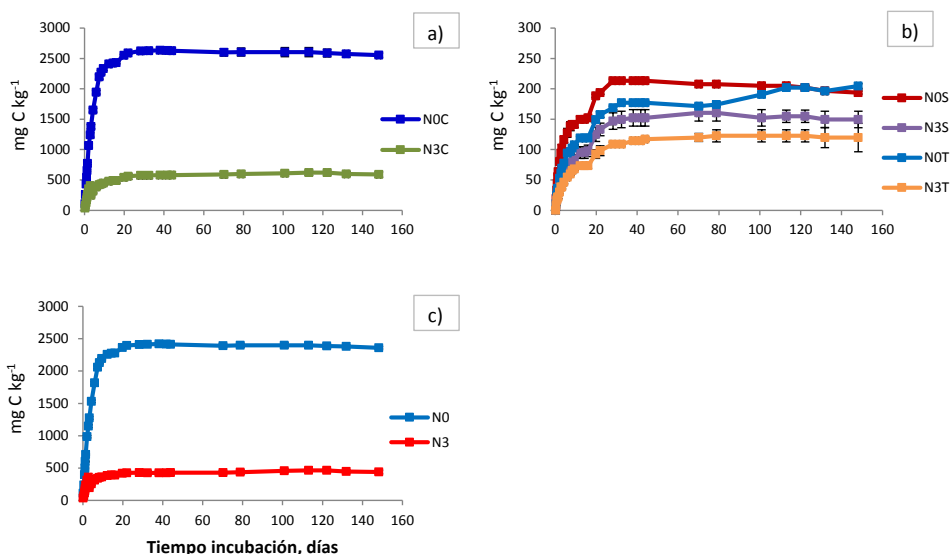


Figura 6.3.6. Mineralización de carbono acumulada (mg kg^{-1}) en los tratamientos suelo con restos de cosecha N0C, N3C (a), tratamientos suelo sin restos N0S, N3S y, tratamientos suelo tamizado N0T, N3T (b). Cantidad de carbono mineralizado atribuible a los restos de cosecha incorporados, en N0 y N3 (c), a 0-15 cm. Burjassot. Error estándar ($n=3$)

A 15-30 cm, la mayor mineralización en los tratamientos N0 fue significativamente diferente respecto de los tratamientos N3 (excepto en los tratamientos sin restos). La respiración acumulada fue de 127, 59, 69, 91, 71 y 43 mg C kg^{-1} en los tratamientos N0C, N3C, N0S, N3S, N0T y N3T, respectivamente (figura 6.3.7).

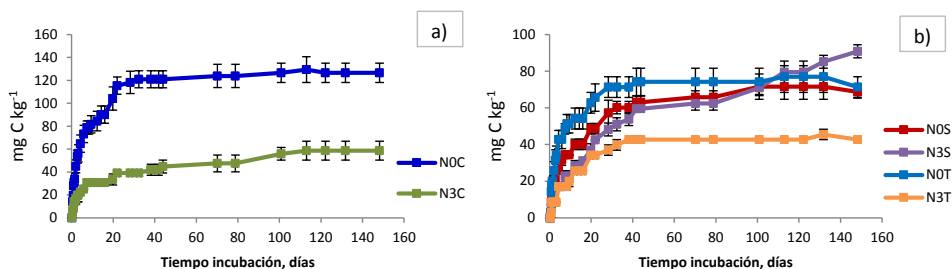


Figura 6.3.7. Mineralización de carbono acumulada (mg kg^{-1}) en los tratamientos del suelo con restos de cosecha N0C y N3C (a), tratamientos del suelo sin restos N0S y N3S y suelo tamizado N0T y N3T (b), a 15-30 cm. Burjassot. Error estándar ($n=3$)

Estos resultados pueden ser debidos, al igual que ocurrió con el nitrógeno, a un mayor contenido de carbono orgánico inicial (figura 6.3.8). En la profundidad de 0-15 cm éste fue significativamente mayor (excepto para tratamiento sin restos), representando la respiración en los tratamientos de suelo con restos de cosecha el 1,51 y 1,43 %, en los tratamientos de suelo sin restos el 1,41 y 1,35%, y en los tratamientos suelo tamizado 1,37 y 1,34% del carbono orgánico inicial, en los tratamientos sin y con fertilizante, respectivamente. En la profundidad de 15-30 cm, la respiración en los tratamientos con restos de cosecha representó el 1,25 y 1,2 % del carbono orgánico inicial en las zonas sin y con fertilizante, respectivamente; en los tratamientos sin restos representó el 1,14 y 1,21%, y en los tratamientos de suelo tamizado el 1,17 y 1,15%.

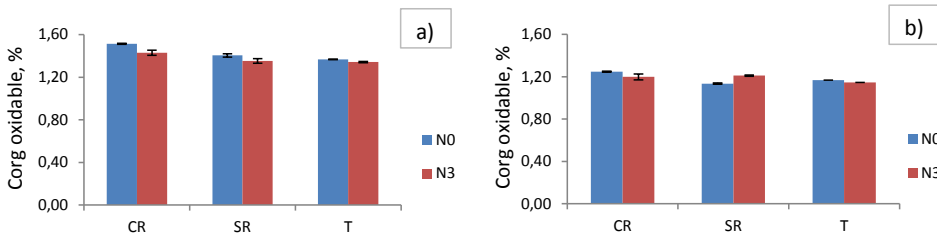


Figura 6.3.8. Carbono orgánico oxidable (%) inicial en los diferentes tratamientos, suelo con restos de cosecha (CR), suelo sin restos de cosecha (SR) y suelo tamizado (T), con los dos niveles de fertilización (N0 y N3), en las profundidades de suelo 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b). Burjassot. Error estándar (n=3)

Por otra parte, a 0-15 cm la respiración media de los tratamientos con restos (N0C y N3C) fue de 1571 mg C kg⁻¹, y la de los tratamientos de suelo sin restos (N0S y N3S) y la de los tratamientos de suelo tamizado (N0T y N3T) fue de 172 y 162 mg C kg⁻¹, respectivamente, no existiendo diferencias significativas entre estos dos últimos tratamientos (figura 6.3.9a). A la profundidad de 15-30 cm, la mineralización media de carbono fue de 93 (CR), 80 (SR) y 57 (T) mg C kg⁻¹, no habiendo diferencias significativas entre los tres tratamientos (figura 6.3.9b).

De la diferencia entre la mineralización media de los tratamientos con y sin restos, se obtuvo que la mineralización media atribuible a los restos de cosecha

de la coliflor fue de 1399 mg C kg⁻¹, lo que corresponde a un 98% del carbono orgánico de los restos de cosecha (figura 6.3.9c), ocurriendo el grueso de la mineralización en los primeros 7 días (86%); posteriormente se produce un leve incremento hasta llegar a los 28 días, para luego estabilizarse o inclusive presentar un leve descenso. Al final de la incubación y más cuando los periodos son largos, la respiración tiende a decrecer levemente ya que sólo pequeñas cantidades de carbono están siendo respiradas (De Neve *et al.*, 1996).

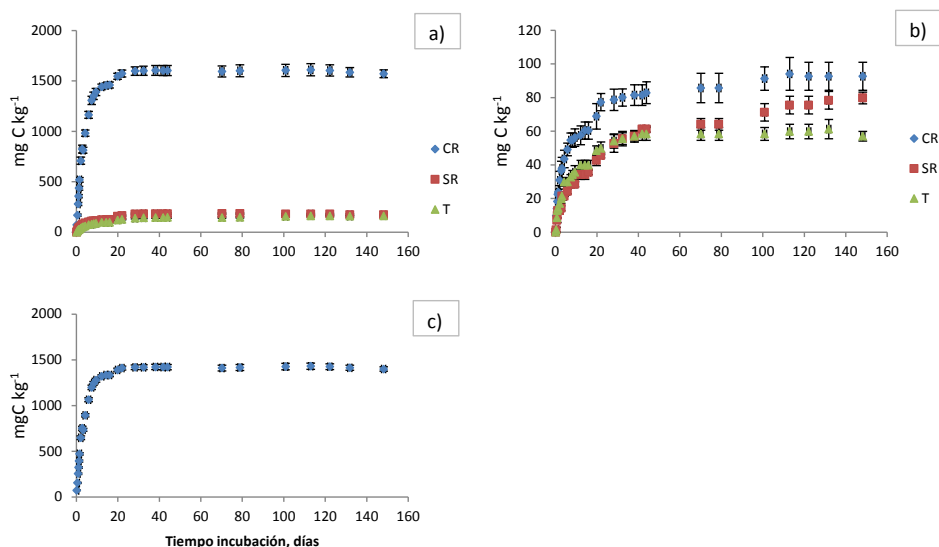


Figura 6.3.9. Mineralización de carbono media acumulada (mg kg⁻¹) de los tratamientos suelo con restos de cosecha (CR), tratamientos de suelo sin restos (SR) y tratamientos suelo tamizado a 0-15cm (a), a 15-30 cm (b). Mineralización media acumulada del carbono atribuible a los restos de cosecha (c). Burjassot. Error estándar (n=6)

En la tabla 6.3.6 se muestran los parámetros obtenidos en los ajustes de los datos medidos de mineralización en cada uno de los tratamientos a los diferentes modelos cinéticos. En general los valores de R²_{aj} de los diferentes modelos en cada uno de los tratamientos son muy parecidos, y las diferencias aparecen entre tratamientos. Los valores de R²_{aj} son altos y oscilan entre 0,75 y 0,99, correspondiendo los valores más bajos al tratamiento de suelo sin restos de la profundidad de 15-30 cm.

Tabla 6.3.6. Cinéticas de mineralización de carbono para los diferentes materiales. Burjassot

Material	Modelo	C ₀	C ₁	C _I	25°C					R ² aj
					k	k ₁	k ₂	b _n	b _p	
Trat suelo con restos a 0-15 cm	1er orden simple	2056,9			0,229					0,98
	doble exponencial	387,0	1691,0		1,920	0,170				0,99
	1er orden especial	1944,5		119,6	0,209					0,99
	hibrido	1992,6			0,247		0,844			0,98
	hiperbólico	2182,0						0,001		0,99
	parabólico	1133,2							0,142	0,84
Trat suelo sin restos a 0-15 cm	1er orden simple	200,7			0,157					0,91
	doble exponencial	71,2	135,0		1,237	0,082				0,97
	1er orden especial	172,5		31,4	0,117					0,94
	hibrido	193,7			0,174		0,076			0,91
	hiperbólico	212,6						0,017		0,95
	parabólico	98,1							0,165	0,86
Trat suelo sin restos a 15-30 cm	1er orden simple	68,2			0,074					0,75
	doble exponencial	17,1	53,4		1,510	0,043				0,78
	1er orden especial	59,3		10,3	0,054					0,77
	hibrido	54,3			0,115		0,135			0,76
	hiperbólico	75,4						0,128		0,77
	parabólico	20,4							0,266	0,76
Atribuible a restos de cosecha	1er orden simple	1859,0			0,235					0,98
	doble exponencial	1808,2	-6045,1		0,251	0,000				0,99
	1er orden especial	1773,4		90,8	0,219					0,99
	hibrido	1807,9			0,252		0,684			0,99
	hiperbólico	1970,9						0,001		0,98
	parabólico	1035,2							0,139	0,84

Paterna I

Con respecto a la mineralización del carbono, a la profundidad de 0-15 cm esta fue de 1815 mg C kg⁻¹ y 370 mg C kg⁻¹ en los tratamientos de suelo con restos de cosecha y suelo sin restos, respectivamente (figura 6.3.10a). A la profundidad de 15-30 cm la mineralización de carbono fue de 361 y 257 mg C kg⁻¹, respectivamente (figura 6.3.10b).

La mineralización atribuible a los restos de cosecha fue de 1445 mg C kg⁻¹, lo que equivale a un 88% de carbono orgánico contenido en los restos de cosecha de la parte aérea incorporados (figura 6.3.10c). La mineralización se produjo principalmente en los primeros 21 días de incubación.

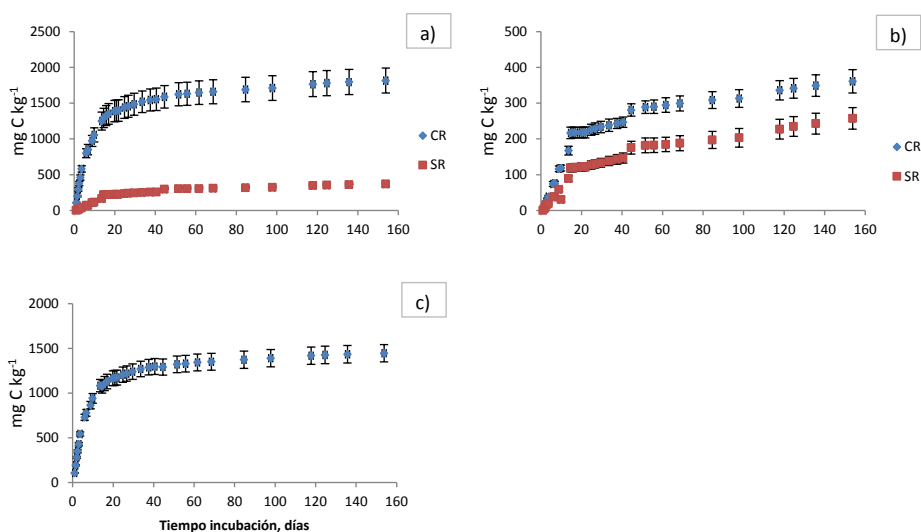


Figura 6.3.10. Mineralización de carbono media acumulada (mg kg⁻¹) de los tratamientos con restos de cosecha (CR) y sin restos de cosecha (SR) de las profundidades de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b). Mineralización del carbono atribuible a los restos de cosecha (c). Paterna I. Error estándar (n=6)

En la tabla 6.3.7 se muestran los parámetros obtenidos en los ajustes de los datos medidos de mineralización en cada uno de los tratamientos a los diferentes modelos cinéticos. En general los valores de R²_{aj} de los diferentes modelos en cada uno de los tratamientos son muy parecidos entre sí, y las diferencias aparecen cuando se comparan los diferentes tratamientos. Los valores de R²_{aj}

oscilan entre 0,54 y 0,95, correspondiendo los valores más altos al tratamiento de suelo sin restos a 0-15 cm, y los más bajos al tratamiento de restos de cosecha.

Tabla 6.3.7. Cinéticas de mineralización de carbono para los diferentes materiales. Paterna I

Material	Modelo	C ₀	C ₁	C1	25°C				R ² aj	
					k	k ₁	k ₂	b _n		b _p
Trat suelo con restos a 0-15 cm	1er orden simple	1540,8			0,096					0,78
	doble exponencial	1211,1	513,8		0,142	0,014				0,80
	1er orden especial	1440,3		117,1	0,084					0,78
	híbrido	1344,4			0,126		2,339			0,80
	hiperbólico	1733,5						0,004		0,80
	parabólico	522,8							0,252	0,70
Trat suelo sin restos a 0-15 cm	1er orden simple	447,3			0,052					0,94
	doble exponencial	412,1	734,8		0,057	0,0004				0,94
	1er orden especial	473,9		-31,7	0,058					0,95
	híbrido	413,7			0,057		0,314			0,94
	hiperbólico	532,8						0,033		0,93
	parabólico	87,0							0,360	0,83
Trat suelo sin restos a 15-30 cm	1er orden simple	242,1			0,025					0,86
	doble exponencial	129,6	1085		0,052	0,0008				0,87
	1er orden especial	240,7		2,8	0,024					0,86
	híbrido	133,1			0,051		0,818			0,87
	hiperbólico	315,5						0,139		0,87
	parabólico	21,0							0,507	0,85
Atribuible a restos de cosecha	1er orden simple	1100,5			0,131					0,62
	doble exponencial	884,1	343,6		0,194	0,016				0,63
	1er orden especial	1012,3		100,0	0,111					0,62
	híbrido	975,3			0,170		1,673			0,64
	hiperbólico	1220,6						0,005		0,64
	parabólico	447,9							0,215	0,54

Paterna II

Se observó una mayor mineralización de carbono en el tratamiento de suelo con restos de cosecha a 0-15 cm, siendo significativamente diferente frente al tratamiento de suelo sin restos (figura 6.3.11a). La mineralización media fue de 1286 y 348 mg C kg⁻¹, respectivamente. A la profundidad de 15-30 cm, la mineralización de carbono fue de 193 y 175 mg C kg⁻¹ en los tratamientos suelo con restos y sin restos de cosecha, respectivamente (figura 6.3.11b).

De la diferencia entre tratamientos se obtiene que la mineralización atribuible a los restos de cosecha fue de 938 mg C kg⁻¹, lo que equivale a un 60% del carbono orgánico aplicado con los restos de cosecha, mineralización que se produce en los primeros 13 días de incubación (figura 6.3.11c).

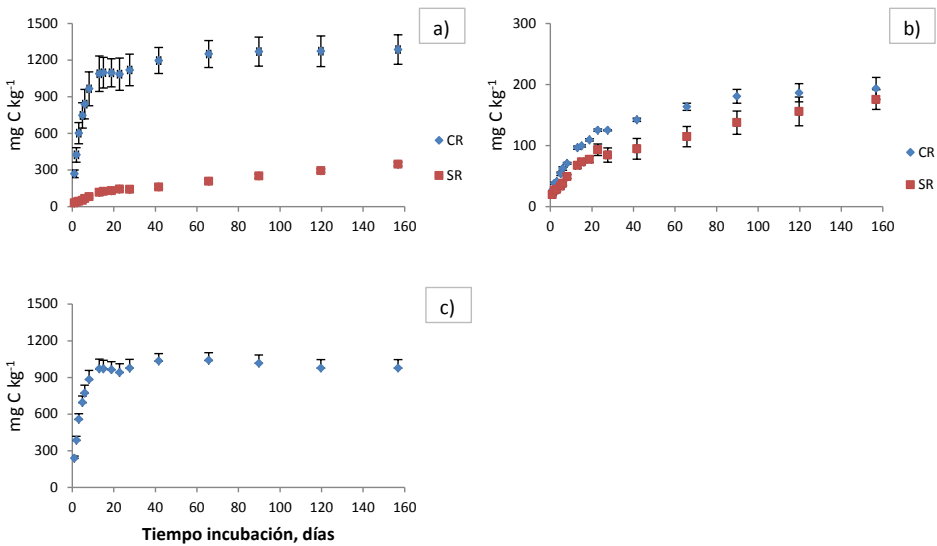


Figura 6.3.11. Mineralización de carbono media acumulada (mg kg⁻¹) de los tratamientos suelo con y sin restos de cosecha a las profundidades de 0-15 cm (a) y 15-30 cm (b). Mineralización del carbono atribuible a los restos de cosecha (c). Paterna II. Error estándar (n=6)

En la tabla 6.3.8 se muestran los parámetros obtenidos en los ajustes de los datos medidos de mineralización en cada uno de los tratamientos a los diferentes modelos cinéticos. En general los valores de R^2_{aj} de los diferentes modelos en cada uno de los tratamientos son muy parecidos entre si, y las diferencias aparecen cuando se comparan los diferentes tratamientos. Los valores de R^2_{aj} oscilan entre 0,46 y 0,88, correspondiendo los valores más altos al tratamiento de suelo sin restos a 15-30 cm, y los más bajos al tratamiento de restos de cosecha.

Tabla 6.3.8. Cinéticas de mineralización de carbono para los diferentes materiales. Paterna II

Material	Modelo	C ₀	25°C							R ² aj	
			C ₁	C1	k	k ₁	k ₂	b _n	b _p		
Trat suelo con restos a 0-15 cm	1er orden simple	1341,9			0,223						0,73
	doble exponencial	1153,9	250,5		0,282	0,035					0,73
	1er orden especial	1303,7		41,4	0,213						0,73
	hibrido	1276,6			0,247		1,011				0,73
	hiperbólico	1458,8						0,002			0,74
	parabólico	673,6							0,171		0,63
Trat suelo sin restos a 0-15 cm	1er orden simple	425,5			0,021						0,90
	doble exponencial	113,7	1855,1		0,194	0,001					0,96
	1er orden especial	478,7	0,0	48,4							0,94
	hibrido	120,5			0,180		2,215				0,96
	hiperbólico	540,9						0,090			0,92
	parabólico	34,1							0,508		0,96
Trat suelo sin restos a 15-30 cm	1er orden simple	183,1			0,045						0,82
	doble exponencial	97,3	1210,2		0,130		0,001				0,88
	1er orden especial	172,6		21,6	0,030						0,84
	hibrido	98,8			0,132		0,770				0,88
	hiperbólico	217,6						0,092			0,85
	parabólico	30,4							0,389		0,87
Atribuible a restos de cosecha	1er orden simple	1083,7			0,292						0,63
	doble exponencial	1132,6	24,8		0,265	-0,014					0,62
	1er orden especial	1088,2		-4,7	0,293						0,63
	hibrido				0,256		-1,210				0,60
	hiperbólico							0,002			0,60
	parabólico								0,122		0,46

Discusión

La mayor mineralización de los restos de cosecha en el tratamiento N0 de Burjassot, tanto de N como de C respecto de la obtenida en el N3, puede estar indicando la presencia de otros materiales diferentes a los restos de la parte aérea, como por ejemplo, las raicillas de la planta que quedan en el suelo tras la cosecha, y que podrían estar influyendo en los procesos de mineralización. Las diferencias también podrían ser debidas a una mayor cantidad de material en dicha zona no contabilizado.

En general, la mineralización del carbono osciló entre el 60-98% del carbono orgánico presente en los restos de cosecha de la parte aérea de la coliflor, produciéndose el grueso de la mineralización durante los primeros 7 días de incubación. Estos porcentajes fueron un poco diferentes a los obtenidos por De Neve *et al.* (1996), en el que en hojas de coliflor incubadas a 16°C, se mineralizó el 63% del carbono total, con incrementos en la mineralización acumulada durante las primeras 7 semanas, estabilizándose el proceso a partir de entonces. Posiblemente estas diferencias sean debidas a que la temperatura de incubación fue mayor en nuestro caso (25°C).

Con respecto a las tasas de mineralización k obtenidas con la cinética de primer orden, los valores oscilaron entre 0,131 y 0,292 día⁻¹, valores muy diferentes a los obtenidos por De Neve *et al.* (1996), cuya k obtenida con este mismo modelo fue de 1,323 día⁻¹ para la mineralización de hojas de coliflor. Esto podría estar indicando, como se mencionó en la mineralización del nitrógeno, la presencia de diferentes materiales incorporados con diferente grado de descomposición.

6.3.3 Mineralización en condiciones de campo

6.3.3.1 Mineralización del nitrógeno

Parcela Burjassot

Este experimento se había establecido en los tratamientos sin fertilizante químico (N0) y con fertilizante químico (180 kg N ha⁻¹) (N3), de la parcela experimental del grupo de investigación del IVIA. En estos tratamientos a una mitad se le incorporaron los restos de cosecha de la coliflor, y a la otra mitad se le retiraron, conformando así cuatro bloques experimentales N0C, N3C, N0S y N3S (ver sección 6.2.1.1).

La mineralización mínima fue de 131 kg N ha⁻¹ en la zona con restos de cosecha y de 99 kg N ha⁻¹ en la zona sin restos de cosecha (tabla 6.3.9). De la diferencia entre ambas zonas se obtiene una mineralización mínima atribuible a los restos de coliflor de 32 kg N ha⁻¹, lo que equivale a un 17% del nitrógeno aportado por los restos de la parte aérea.

Los resultados de mineralización en campo, al igual que lo observado en incubación, fueron más altos en las zonas que no habían recibido fertilización (N0), que en las zonas que recibieron la máxima dosis de abonado (N3), pero la diferencia en cuanto a porcentaje de mineralización fue pequeña ya que la mineralización en campo fue baja.

En las tablas 6.3.10 y 6.3.11 se observa la estimación del drenaje obtenido mediante balance de agua y el balance de cloruros. El drenaje en esta parcela fue muy bajo ya que las entradas de agua fueron pequeñas (43 mm), correspondiendo 15 mm a tres eventos de lluvia, y un riego de 28 mm que se hizo manualmente como manera de reactivar los procesos de mineralización debido a que el suelo se encontraba muy seco, acompañado por la elevada evaporación (48 mm), al realizarse este ensayo en primavera e inicios del verano.

Por esta razón el drenaje obtenido con el balance de agua es prácticamente mínimo, y las diferencias observadas con el balance de cloruros se debieron principalmente a la variabilidad en la concentración de cloruro en el suelo en las diferentes capas consideradas. Valores negativos de drenaje estarían indicando ascenso capilar de agua desde las capas más profundas de suelo.

En este caso y debido a las pocas entradas de agua durante el período del ensayo, se escogió el drenaje obtenido por balance de agua para realizar los balances de nitrógeno. Consecuencia del bajo drenaje producido por debajo de los 30 cm, fue la mínima lixiviación medida, por lo que al no existir tampoco el término de extracción de N por el cultivo, la mineralización calculada venía determinada prácticamente por la variación en el contenido de N_{\min} en el suelo, restando incertidumbre a los valores obtenidos con el balance.

Tabla 6.3.9. Balance de nitrógeno a 0-30 cm. Burjassot

Con restos de cosecha	Lluvia	Riego	ΔPerfil		[N-NO ₃]as		Lixiviación		Mineraliz	
			N0C	N3C	N0C	N3C	N0C	N3C	N0C	N3C
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		mg/L		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
19/04/12 - 03/05/12	0,2	0,0	33,3	34,9	42	54	-0,9	-4,5	32	30
03/05/12 - 17/05/12	0,0	0,0	9,3	15,4	45	54	-1,9	-1,5	7	14
17/05/12 - 31/05/12	0,0	0,0	13,5	18,9	53	62	0,8	-0,6	14	18
31/05/12 - 14/06/12	0,0	0,0	18,5	12,7	65	80	-0,4	-1,5	18	11
14/06/12 - 28/06/12	0,1	0,0	5,9	49,1	82	100	-0,1	2,0	6	51
28/06/12 - 05/07/12	0,0	0,7	75,3	-5,3	98	122	-2,9	-3,3	72	-9
05/07/12 - 12/07/12	0,0	0,0	22,2	62,8	121	130	-9,7	-0,8	13	62
12/07/12 - 26/07/12	0,0	0,0	-44,3	-59,5	145	139	22,4	4,6	-22	-55
19/04/12 - 26/07/12	0,3	0,7	16,7	16,1	81	93	7,4	-5,8	140	122
Sin restos de cosecha	Lluvia	Riego	ΔPerfil		[N-NO ₃]as		Lixiviación		Mineraliz	
			N0S	N3S	N0S	N3S	N0S	N3S	N0S	N3S
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		mg/L		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
19/04/12 - 03/05/12	0,2	0,0	8,88	20,71	43	59	-1,91	-1,48	7	19
03/05/12 - 17/05/12	0,0	0,0	9,4	14,2	39	62	-0,8	-1,4	9	13
17/05/12 - 31/05/12	0,0	0,0	35,3	17,8	57	77	0,2	-0,3	36	17
31/05/12 - 14/06/12	0,0	0,0	4,5	10,9	74	86	0,4	0,5	5	11
14/06/12 - 28/06/12	0,1	0,0	23,8	14,4	101	100	-1,1	-0,2	23	14
28/06/12 - 05/07/12	0,0	0,7	4,9	37,3	107	111	1,6	-1,4	6	35
05/07/12 - 12/07/12	0,0	0,0	12,9	-4,1	101	126	-1,4	-1,7	11	-6
12/07/12 - 26/07/12	0,0	0,0	2,8	-19,6	117	143	7,8	6,6	11	-13
19/04/12 - 26/07/12	0,3	0,7	12,8	11,4	80	95	4,6	0,8	106	91

Tabla 6.3.10. Drenaje obtenido mediante balance de agua a 0-30 cm. Burjassot

Con restos de cosecha	Lluvia	Riego	ΔPerfil		Evaporación	Drenaje	
			N0C	N3C		N0S - N3S	N0C
Período	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm
19/04/12 - 03/05/12	9,8	0,0	-5,6	0,8	17,5	-2,1	-8,5
03/05/12 - 17/05/12	0,0	0,0	0,9	-0,5	3,3	-4,2	-2,8
17/05/12 - 31/05/12	0,0	0,0	-2,8	-0,3	1,3	1,5	-1,0
31/05/12 - 14/06/12	1,1	0,0	0,1	1,4	1,6	-0,6	-1,9
14/06/12 - 28/06/12	3,5	0,0	-0,7	-2,8	4,3	-0,1	2,0
28/06/12 - 05/07/12	0,0	18,0	3,3	3,0	17,7	-3,0	-2,7
05/07/12 - 12/07/12	0,0	0,0	6,0	-1,4	2,0	-8,0	-0,6
12/07/12 - 26/07/12	0,0	0,0	-15,8	-3,6	0,3	15,5	3,3
19/04/12 - 26/07/12	14,4	18,0	-1,8	-0,4	48,0	-1,0	-12,3
Sin restos de cosecha	Lluvia	Riego	ΔPerfil		Evaporación	Drenaje	
Período	mm	mm	N0S	N3S		N0S - N3S	N0S
Período	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm
19/04/12 - 03/05/12	9,8	0	-3,2	-5,2	17,5	-4,5	-2,5
03/05/12 - 17/05/12	0	0	-1,2	-1,1	3,3	-2,1	-2,2
17/05/12 - 31/05/12	0	0	-1,6	-0,9	1,3	0,3	-0,4
31/05/12 - 14/06/12	1,1	0	-1,0	-1,1	1,6	0,5	0,6
14/06/12 - 28/06/12	3,5	0	0,3	-0,6	4,3	-1,1	-0,2
28/06/12 - 05/07/12	0	18	-1,2	1,5	17,7	1,5	-1,2
05/07/12 - 12/07/12	0	0	-0,6	-0,7	2,0	-1,4	-1,3
12/07/12 - 26/07/12	0	0	-7,0	-4,9	0,3	6,7	4,6
19/04/12 - 26/07/12	14,4	18	-1,9	-1,6	48	-0,1	-2,5

Tabla 6.3.11. Drenaje obtenido mediante balance de cloruros a 0-30 cm. Burjassot

Con restos de cosecha	Lluvia	Riego	Δ Cl		Lixiviación		[Cl]as		Drenaje	
			N0C	N3C	N0C	N3C	N0C	N3C	N0C	N3C
Período	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		mg L ⁻¹		mm	
19/04/12 - 03/05/12	2,0	0,0	17,5	-37,7	-15	40	146	207	-11	19
03/05/12 - 17/05/12	0,0	0,0	-8,0	-72,2	8	72	107	126	7	57
17/05/12 - 31/05/12	0,0	0,0	-7,9	-11,2	8	11	114	116	7	10
31/05/12 - 14/06/12	0,2	0,0	25,9	26,4	-26	-26	128	128	-20	-20
14/06/12 - 28/06/12	0,7	0,0	-35,5	8,2	36	-8	104	115	35	-7
28/06/12 - 05/07/12	0,0	20,7	72,2	63,0	-72	-63	113	125	-64	-50
05/07/12 - 12/07/12	0,0	0,0	-1,2	-3,0	1	3	132	136	1	2
12/07/12 - 26/07/12	0,0	0,0	91,7	-51,6	-92	52	136	133	-68	39
19/04/12 - 26/07/12	2,9	20,7	19,3	-9,7	-152	81	122	136	-112	49

Sin restos de cosecha	Lluvia	Riego	Δ Cl		Lixiviación		[Cl]as		Drenaje	
			N0S	N3S	N0S	N3S	N0S	N3S	N0S	N3S
Período	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		mg L ⁻¹		mm	
19/04/12 - 03/05/12	2,0	0,0	-18,1	-11,3	20	13	128	142	15,7	9,3
03/05/12 - 17/05/12	0,0	0,0	-12,1	-20,1	12	20	105	108	11,5	18,6
17/05/12 - 31/05/12	0,0	0,0	75,0	71,2	-75	-71	132	117	-56,7	-60,8
31/05/12 - 14/06/12	0,2	0,0	-66,1	-49,1	66	49	136	129	48,9	38,3
14/06/12 - 28/06/12	0,7	0,0	-0,6	-18,3	1	19	90	105	1,5	18,2
28/06/12 - 05/07/12	0,0	20,7	35,8	37,5	-36	-37	101	100	-35,6	-37,6
05/07/12 - 12/07/12	0,0	0,0	-23,3	-12,4	23	12	111	117	21,0	10,6
12/07/12 - 26/07/12	0,0	0,0	3,7	-8,4	-4	8	99	121	-3,7	7,0
19/04/12 - 26/07/12	2,9	20,7	-0,7	-1,4	9	14	113	117	2,7	3,7

Parcela Paterna I

Para este experimento, se continuó con los cuatro bloques experimentales (B1C, B2S, B3S y B4C) establecidos en el experimento durante el cultivo, haciendo coincidir los bloques con restos de cosecha con los bloques con planta, y los bloques sin restos de cosecha con los bloques sin planta (ver sección 6.2.1.2).

La mineralización mínima obtenida en la zona con restos de cosecha fue de 133 kg N ha⁻¹ y en la zona sin restos fue de 104 kg N ha⁻¹ (tabla 6.3.12), lo que supone una mineralización atribuible a los restos de la parte aérea de 29 kgN ha⁻¹, lo que equivale a un 17% del nitrógeno orgánico de los restos de cosecha enterrados, resultados similares en cuanto a porcentaje mineralizado a los obtenidos en el experimento anterior.

En la tabla 6.3.13 se muestra el drenaje obtenido mediante balance de agua. Los principales aportes de agua fueron, en este caso, 105 mm por lluvia y un riego de 136 mm realizado antes del trasplante de la calabaza. La evaporación fue de 99 mm y se consideró igual en todos los bloques, por lo que el drenaje fue muy similar en los cuatro bloques promediando unos 144 mm, y siendo las diferencias atribuibles únicamente a la variación del contenido de agua en el perfil del suelo.

En la tabla 6.3.14 se muestra el drenaje obtenido mediante el balance de cloruros. Las entradas de cloruros al suelo fueron de 210 kg Cl ha⁻¹, de las cuales un 90% provenían del agua de riego. La lixiviación de cloruros, fue mayor en la zona con restos de cosecha, siendo en esta zona de 365 kg Cl ha⁻¹ frente a los 233 kg Cl ha⁻¹ en la zona sin restos. El drenaje obtenido fue mayor en la zona con restos de cosecha, siendo en promedio de 220 mm y en la zona sin restos de 115 mm. No está claro el por qué de esta diferencia. Puede que los residuos hicieran el efecto de mulching y ello disminuyera la evaporación y, con ello, aumentara el drenaje.

Para efectuar el balance de nitrógeno se utilizó el drenaje obtenido mediante el balance de cloruros, ya que bajo condiciones de riego a manta se ha observado que este balance puede reflejar mejor las variaciones en el contenido de agua del suelo y, por tanto, servir para un mejor ajuste de la estimación de la mineralización mínima.

Tabla 6.3.12. Balance de nitrógeno a 0-30 cm. Paterna I

Con restos de cosecha	Lluvia	Riego	ΔPerfil		[N-NO ₃] _{as}		Lixiviación		Mineralización	
			B1C	B4C	B1C	B4C	B1C	B4C	B1C	B4C
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		mg/L		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
21/03/13 - 27/03/13	0,0	0,0	4,7	-8,2	26	18	25	28	30	19
27/03/13 - 03/04/13	0,0	0,0	15,4	9,1	31	24	-14	-4	1	5
03/04/13 - 11/04/13	0,2	0,0	22,6	65,6	34	37	19	9	41	74
11/04/13 - 18/04/13	0,0	0,0	23,1	-21,5	47	50	-36	-25	-12	-47
18/04/13 - 03/05/13	1,6	0,0	-2,0	-13,0	66	68	11	1	8	-14
03/05/13 - 13/05/13	0,0	7,6	-26,4	-39,8	66	66	67	71	33	24
13/05/13 - 30/05/13	0,3	0,0	10,1	43,8	64	79	28	23	37	66
21/03/13 - 30/05/13	2,0	7,6	6,8	5,1	48	49	100	102	138	129

Sin restos de cosecha	Lluvia	Riego	ΔPerfil		[N-NO ₃] _{as}		Lixiviación		Mineralización	
			B2S	B3S	B2S	B3S	B2S	B3S	B2S	B3S
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		mg/L		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
21/03/13 - 27/03/13	0,0	0,0	23,3	-8,3	48	24	5	4	29	-4
27/03/13 - 03/04/13	0,0	0,0	-18,7	32,4	48	34	-9	-15	-28	17
03/04/13 - 11/04/13	0,2	0,0	45,0	-5,0	36	37	0	18	45	13
11/04/13 - 18/04/13	0,0	0,0	-20,2	2,2	45	45	-6	-14	-26	-11
18/04/13 - 03/05/13	1,6	0,0	6,8	12,1	60	56	11	6	16	17
03/05/13 - 13/05/13	0,0	7,6	-6,1	-12,2	76	52	43	55	29	35
13/05/13 - 30/05/13	0,3	0,0	5,2	24,7	69	69	32	16	37	41
21/03/13 - 30/05/13	2,0	7,6	5,0	6,6	55	45	76	71	102	107

Tabla 6.3.13. Drenaje obtenido mediante balance de agua a 0-30 cm. Paterna I

Con restos de cosecha	Lluvia	Riego	ΔPerfil		Evaporación	Drenaje	
			B1C	B4C		B1C - B4C	B1C
Período	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm
21/03/13 - 27/03/13	0	0,0	-0,8	-7,7	3	-2	5
27/03/13 - 03/04/13	0	0,0	-5,4	-5,1	1	4	4
03/04/13 - 11/04/13	10	0,0	6,8	6,6	11	-7	-7
11/04/13 - 18/04/13	0	0,0	-6,9	-9,3	1	6	8
18/04/13 - 03/05/13	80	0,0	19,7	13,7	24	37	43
03/05/13 - 13/05/13	0	136	-1,9	0,8	40	98	95
13/05/13 - 30/05/13	14	0	-14,6	-7,7	20	9	2
21/03/13 - 30/05/13	105	136	-0,5	-1,2	99	145	150

Sin restos de cosecha	Lluvia	Riego	ΔPerfil		Evaporación	Drenaje	
			B2S	B3S		B2S - B3S	B2S
Período	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm
21/03/13 - 27/03/13	0	0,0	-2,8	-7,4	3	0	5
27/03/13 - 03/04/13	0	0,0	-0,2	-7,9	1	-1	7
03/04/13 - 11/04/13	10	0,0	3,2	11,2	11	-4	-12
11/04/13 - 18/04/13	0	0,0	-5,1	-9,5	1	4	8
18/04/13 - 03/05/13	80	0,0	22,2	19,2	24	35	38
03/05/13 - 13/05/13	0	136	-5,6	1,2	40	102	95
13/05/13 - 30/05/13	14	0,0	-8,0	-11,3	20	2	5
21/03/13 - 30/05/13	105	136	0,5	-0,7	99	138	146

Tabla 6.3.14. Drenaje obtenido mediante balance de cloruro a 0-30 cm. Paterna I

Con restos de cosecha	Lluvia	Riego	Δ Cl		Lixiviación		[Cl]as		Drenaje	
			B1C	B4C	B1C	B4C	B1C	B4C	B1C	B4C
Período	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		mg L ⁻¹		mm	
21/03/13 - 27/03/13	0,0	0	-102,8	-203,3	103	203	107	134	96	152
27/03/13 - 03/04/13	0,0	0	67,9	26,3	-68	-26	148	149	-46	-18
03/04/13 - 11/04/13	2,1	0	-86,2	-39,1	88	41	159	170	55	24
11/04/13 - 18/04/13	0,0	0	113,3	78,2	-113	-78	148	156	-76	-50
18/04/13 - 03/05/13	16,2	0	-14,0	14,4	30	2	179	181	17	1
03/05/13 - 13/05/13	0,0	189	-5,8	-39,0	195	228	191	209	102	109
13/05/13 - 30/05/13	2,9	0	-70,9	-48,9	74	52	170	180	43	29
21/03/13 - 30/05/13	21,2	189	-14,1	-30,2	309	422	158	169	192	247

Sin restos de cosecha	Lluvia	Riego	Δ Cl		Lixiviación		[Cl]as		Drenaje	
			B2S	B3S	B2S	B3S	B2S	B3S	B2S	B3S
Período	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		mg L ⁻¹		mm	
21/03/13 - 27/03/13	0,0	0	-20,9	-20,9	21	21	188	122	11	17
27/03/13 - 03/04/13	0,0	0	42,9	81,3	-43	-81	227	180	-19	-45
03/04/13 - 11/04/13	2,1	0	3,3	-87,6	-1	90	257	187	0	48
11/04/13 - 18/04/13	0,0	0	41,7	45,2	-42	-45	314	149	-13	-30
18/04/13 - 03/05/13	16,2	0	-42,6	-1,0	59	17	321	153	18	11
03/05/13 - 13/05/13	0,0	189	38,0	13,4	151	176	267	165	57	107
13/05/13 - 30/05/13	2,9	0	-101,4	-35,8	104	39	225	165	46	24
21/03/13 - 30/05/13	21,2	189	-5,6	-0,8	250	216	257	160	100	131

Parcela Paterna II

En este experimento, se continuó con los cuatro bloques experimentales establecidos durante el cultivo, estos se dividieron en dos mitades y en una de las cuales se dejaron los restos de cosecha y en la otra se recogieron, estableciéndose 8 sub-bloques, dos bloques con gallinaza con y sin restos de cosecha y dos bloques sin gallinaza con y sin restos de cosecha (ver sección 6.2.1.3).

En las tablas 6.3.15 y 6.3.16 se muestran los balances de nitrógeno para las bloques con gallinaza y sin gallinaza, respectivamente.

Tanto en la mineralización mínima obtenida como en la lixiviación de nitrato, se observó un incremento significativo de la mineralización de nitrógeno por la incorporación de los restos de cosecha frente a los bloques sin restos.

La mineralización mínima media en los bloques con restos de cosecha fue de 201 kg N ha⁻¹ y en los bloques sin restos fue de 91 kg N ha⁻¹. De la diferencia de mineralización entre estos, se obtiene la mineralización mínima atribuible a los restos de cosecha de la parte aérea de la coliflor incorporados, que fue de 110 kg N ha⁻¹, lo que equivale a un 62% del nitrógeno orgánico aportado con los restos, lo cual supone un porcentaje de mineralización superior a los obtenidos en campo en los experimentos anteriores (17%).

No se observaron diferencias significativas por efecto de la aplicación de la gallinaza, posiblemente debido a que dicha aplicación se había realizado 10 meses antes (15 de julio de 2013) de la finalización de este experimento.

La lixiviación de nitrato por debajo de los primeros 30 cm de suelo fue de 152 kg N ha⁻¹ en los bloques en la que se incorporaron los restos de cosecha y de 67 kg N ha⁻¹ en los bloques sin restos. En los bloques con restos se observó un 50% más de lixiviación de nitrato que en los experimentos anteriores, posiblemente debido a una mayor mineralización en esta zona, mientras que la lixiviación en los bloques sin restos fue similar en los tres experimentos.

En las tablas 6.3.17 y 6.3.18 se muestran los balances de cloruro para las bloques con gallinaza y sin gallinaza, respectivamente. Las entradas de cloruro provenían principalmente del agua de riego (el agua aplicada fue 38 mm en 7 eventos de lluvia y un riego de 151 mm en el momento del trasplante de la calabaza).

En la lixiviación de cloruro se observó un efecto significativo por los restos de cosecha pero no por efecto de la adición de gallinaza. La lixiviación de cloruro en los sub-bloques con restos fue de 386 y 470 kg Cl ha⁻¹, y en los sub-bloques sin restos de 218 y 155 k Cl ha⁻¹, para los bloques con y sin gallinaza, respectivamente.

El drenaje obtenido en los sub-bloques con restos de cosecha fue de 198 mm y en los sub-bloques sin restos de 156 mm, esta diferencia no alcanza a ser significativa, pero este mayor drenaje en los sub-bloques con restos puede deberse a un efecto físico, en el que los restos de cosecha pueden contribuir a una mejor la porosidad y por tanto en el drenaje del agua.

Tabla 6.3.15. Balance de nitrógeno a 0-30 cm, en los sub-bloques con gallinaza. Paterna II

Con gallinaza y con restos de cosecha	Lluvia	Riego	ΔPerfil		[N-NO ₃]as		Lixiviación		Mineraliz	
			B I	B II	B I	B II	B I	B II	B I	B II
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		mg/L		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
04/03/14 - 20/03/14	0,3	0,0	36,5	51,1	28	36	35	0	71	51
20/03/14 - 01/04/14	0,2	0,0	76,1	34,8	60	64	-88	10	-12	45
01/04/14 - 24/04/14	0,2	8,2	-63,9	-52,1	100	81	240	129	168	69
24/04/14 - 15/05/14	0,0	0,0	4,6	27,1	124	93	-4	-5	1	22
04/03/14 - 15/05/14	0,8	8,2	13,4	15,2	78	69	184	135	228	187

Con gallinaza y Sin restos de cosecha	Lluvia	Riego	ΔPerfil		[N-NO ₃]as		Lixiviación		Mineraliz	
			B I	B II	B I	B II	B I	B II	B I	B II
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		mg/L		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
04/03/14 - 20/03/14	0,3	0,0	6,1	9,0	25	27	3	6	8	15
20/03/14 - 01/04/14	0,2	0,0	20,6	26,6	37	36	2	3	22	29
01/04/14 - 24/04/14	0,2	8,2	-10,5	-28,1	51	42	109	76	90	40
24/04/14 - 15/05/14	0,0	0,0	20,6	25,6	69	55	-28	-25	-7	1
04/03/14 - 15/05/14	0,8	8,2	9,2	8,3	46	40	86	60	114	84

Tabla 6.3.16. Balance de nitrógeno a 0-30 cm, para los sub-bloques sin gallinaza. Paterna II

Sin gallinaza y con restos de cosecha	Lluvia	Riego	ΔPerfil		[N-NO ₃]as		Lixiviación		Mineraliz	
			B III	B IV	B III	B IV	B III	B IV	B III	B IV
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		mg/L		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
04/03/14 - 20/03/14	0,3	0,0	47,8	32,6	27	28	7	23	55	55
20/03/14 - 01/04/14	0,2	0,0	104,3	37,5	81	58	-35	-4	69	34
01/04/14 - 24/04/14	0,2	8,2	-101,8	-48,9	98	70	200	105	90	48
24/04/14 - 15/05/14	0,0	0,0	11,6	38,1	91	105	4	-10	16	28
04/03/14 - 15/05/14	0,8	8,2	15,5	14,8	74	65	176	114	229	165

Sin gallinaza y sin restos de cosecha	Lluvia	Riego	ΔPerfil		[N-NO ₃]as		Lixiviación		Mineraliz	
			B III	B IV	B III	B IV	B III	B IV	B III	B IV
Período	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹		mg/L		kg N ha ⁻¹		kg N ha ⁻¹	
04/03/14 - 20/03/14	0,3	0,0	13,7	20,1	20	25	-4	-1	9	19
20/03/14 - 01/04/14	0,2	0,0	15,9	30,1	35	44	14	10	29	40
01/04/14 - 24/04/14	0,2	8,2	-19,9	-29,3	37	56	61	91	32	53
24/04/14 - 15/05/14	0,0	0,0	19,4	14,6	41	61	-24	-22	-5	-7
04/03/14 - 15/05/14	0,8	8,2	7,3	8,9	33	47	46	78	66	105

Tabla 6.3.17. Drenaje obtenido mediante balance de cloruros a 0-30 cm, para los sub-bloques con gallinaza. Paterna II

Con gallinaza y con restos de cosecha	Lluvia	Riego	Δ Cl		Lixiviación		[Cl]as		Drenaje	
			B I	B II	B I	B II	B I	B II	B I	B II
Período	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		mg L ⁻¹		mm	
04/03/14 - 20/03/14	3,3	0	-221	3	224	1	180	187	125	0
20/03/14 - 01/04/14	2,1	0	240	-23	-238	25	163	157	-146	16
01/04/14 - 24/04/14	2,3	184	-317	-88	504	275	210	173	240	159
24/04/14 - 15/05/14	0,1	0	7	12	-7	-12	228	219	-3	-5
04/03/14 - 15/05/14	7,7	184	-73	-24	484	289	195	184	216	170

Con gallinaza y sin restos de cosecha	Lluvia	Riego	Δ Cl		Lixiviación		[Cl]as		Drenaje	
			B I	B II	B I	B II	B I	B II	B I	B II
Período	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		mg L ⁻¹		mm	
04/03/14 - 20/03/14	3,3	0	-11	-48	15	52	148	239	10	22
20/03/14 - 01/04/14	2,1	0	-4	-11	6	13	121	177	5	8
01/04/14 - 24/04/14	2,3	184	-66	-75	253	261	118	145	214	180
24/04/14 - 15/05/14	0,1	0	81	83	-80	-83	202	182	-40	-45
04/03/14 - 15/05/14	7,7	184	0	-13	193	243	147	186	189	164

Tabla 6.3.18. Drenaje obtenido mediante balance de cloruros a 0-30 cm, para los sub-bloques sin gallinaza. Paterna II

Sin gallinaza y con restos de cosecha	Lluvia	Riego	Δ Cl		Lixiviación		[Cl]as		Drenaje	
			B III	B IV	B III	B IV	B III	B IV	B III	B IV
Período	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		mg L ⁻¹		mm	
04/03/14 - 20/03/14	3,3	0	-50	-140	53	144	202	176	26	82
20/03/14 - 01/04/14	2,1	0	96	16	-94	-14	216	224	-44	-6
01/04/14 - 24/04/14	2,3	184	-312	-177	499	364	244	242	205	150
24/04/14 - 15/05/14	0,1	0	-10	20	10	-20	206	215	5	-9
04/03/14 - 15/05/14	7,7	184	-69	-70	467	474	217	214	192	216

Sin gallinaza y sin restos de cosecha	Lluvia	Riego	Δ Cl		Lixiviación		[Cl]as		Drenaje	
			B I	B II	B I	B II	B I	B II	B I	B II
Período	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		mg L ⁻¹		mm	
04/03/14 - 20/03/14	3,3	0	49	9	-46	-5	206	158	-22	-3
20/03/14 - 01/04/14	2,1	0	-72	-25	74	27	188	116	39	23
01/04/14 - 24/04/14	2,3	184	-82	-35	269	222	161	135	166	164
24/04/14 - 15/05/14	0,1	0	134	96	-134	-96	224	267	-60	-36
04/03/14 - 15/05/14	7,7	184	7	11	163	148	195	169	124	148

6.3.3.2 Mineralización del carbono

Parcela Burjassot

Se observó una mayor mineralización de carbono en las zonas con restos de cosecha, siendo este incremento significativo frente a la mineralización obtenida en la zona sin restos de cosecha. La tasa media de respiración en la zona con restos de cosecha fue de $0,640 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, y en la zona sin restos fue de $0,357 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (figura 6.3.12).

Al igual que se observó en la mineralización del nitrógeno y en la mineralización del carbono en incubación, la tasa de respiración en la zona que no había recibido dosis de fertilizante químico (N0) fue mayor que la que había recibido la dosis alta de abonado, aunque este efecto no llegó a ser significativo. Las tasas medias de respiración fueron de $0,5164 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para la zona sin fertilizante (N0) y de $0,4805 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para la zona con fertilización (N3).

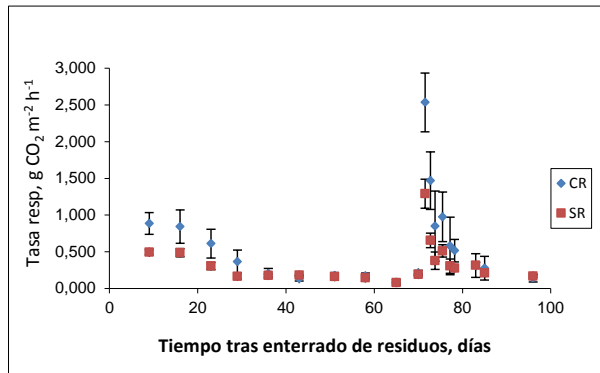


Figura 6.3.12. Tasa de respiración ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), para los tratamientos suelo con restos de cosecha (CR) y suelo sin restos de cosecha (SR). Burjassot. Error estándar ($n=6$)

La tasa de respiración, sigue la misma tendencia que la humedad del suelo medida en campo (figura 6.3.13a), observándose unas tasas más altas al inicio del experimento, coincidiendo con humedades volumétricas del 10%, que van descendiendo hasta tasas mínimas cuando la humedad alcanza valores del 5%, con el riego dado manualmente, la tasa aumenta rápidamente para descender

nuevamente conforme el suelo se va secando tras el riego. La temperatura del suelo (figura 6.3.13b) va aumentando con el tiempo ya que el experimento se desarrolló en primavera e inicio del verano.

De la diferencia entre las emisiones de CO₂ entre los tratamientos con y sin restos de cosecha, se obtiene la tasa media de respiración atribuible a los restos de cosecha, la cual fue de 0,283 g CO₂ m⁻² h⁻¹, lo que equivale a 1815 kg C ha⁻¹, es decir, un 77% del carbono total aplicado con los restos de cosecha, que es una cantidad mucho mayor que lo que se mineraliza con las aplicaciones de gallinaza (capítulo 4) (20 y 16%, respectivamente). Esta diferencia es debida principalmente a la diferente composición de ambos materiales.

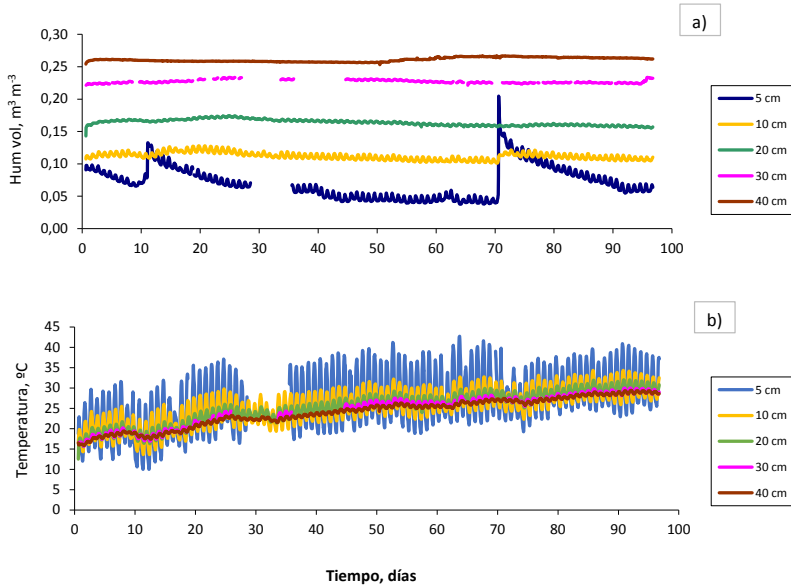


Figura 6.3.13. Humedad volumétrica ($m^3 m^{-3}$) (a) y temperatura ($^{\circ}C$) (b) del suelo a la profundidad de 5, 10, 20, 30 y 40 cm a lo largo del ensayo en campo. Burjassot.

Parcela paterna I

Las tasas de respiración fueron 1,026 g CO₂ m⁻² h⁻¹, 1,044 g CO₂ m⁻² h⁻¹, 0,611 g CO₂ m⁻² h⁻¹ y 0,834 g CO₂ m⁻² h⁻¹ para los bloques B1C, B2S, B3S y B4C, respectivamente (figura 6.3.14). En este caso si hubo un efecto del bloque,

igual que el observado en el experimento realizado durante el cultivo de coliflor. El bloque B3S presentó una menor tasa de respiración, siendo diferente de los bloques B1C y B2S pero no del bloque B4C. Las máximas tasas de emisión de CO₂ observadas se corresponden con el inicio tras la labor de incorporación de los restos y con los aportes de agua (días 21 y 43, posteriores a eventos de riego o lluvia).

El efecto “hilera” observado en el experimento realizado durante el cultivo, también se reflejó en la respiración del suelo, ya que los bloques B1C y B2S presentaron una mayor tasa de respiración que los bloques B3S y B4C. Este efecto podría estar asociado a diferencias en alguna propiedad fisicoquímica del suelo como podría ser la textura (un mayor contenido de arcilla en la zona de los bloques B3S y B4C) o a pequeñas diferencias en la densidad aparente del suelo. Quizás debido a este efecto hilera o posición en la parcela, no se observó un efecto debido al tratamiento de incorporación de los restos de cosecha, aunque la tasa de respiración fue más alta en la zona con restos (0,930 g CO₂ m⁻² h⁻¹) que en la zona sin restos (0,828 g CO₂ m⁻² h⁻¹). Estas tasas de respiración fueron mayores que las medidas en el experimento anterior, posiblemente debido a unas mejores condiciones de humedad a lo largo del ensayo.

De la diferencia entre estas dos tasas, se obtuvo una tasa atribuible a la mineralización de los restos de cosecha fue de 0,102 g CO₂ m⁻² h⁻¹, lo que equivale a 467 kg C ha⁻¹, un 22% del carbono orgánico contenido en los restos de cosecha de la parte aérea de la coliflor incorporados al suelo.

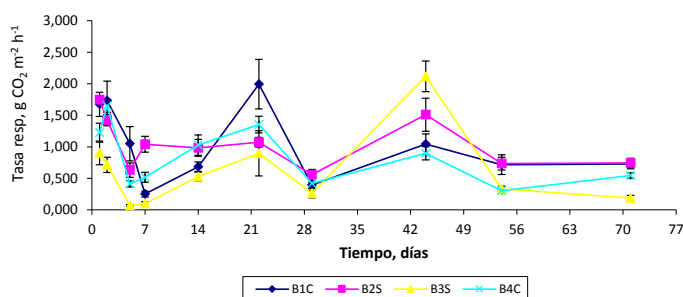


Figura 6.3.14. Tasa de respiración (g CO₂ m⁻² h⁻¹), para los bloques 1, 2, 3 y 4. Paterna I. Error estándar (n=3)

En la figura 6.3.15 se muestran las condiciones de humedad y temperatura durante el ensayo. La humedad volumétrica fue del 8,88%, 10,82%, 8,58% y 8,52% para los bloques B1C, B2S, B3S y B4C, no habiendo diferencias significativas entre ellos. Tampoco se presentó un efecto hilera, aunque los valores del bloque B1C y B2S fueron superiores a los bloques B3S y B4C (9,85% y 8,55%, respectivamente). Con respecto a las diferencias entre tratamientos, la humedad fue mayor, aunque no significativa, en el tratamiento sin restos (9,7%) frente a la humedad en el tratamiento con restos de cosecha (8,7%). En la gráfica de humedad volumétrica se observa un máximo el día 42 posterior a un evento de lluvia de 80 mm. La temperatura fue muy similar entre bloques, 23-24°C en promedio, aumentando a finales de la primavera.

Por tanto, hubo una correlación entre la tasa de respiración con la humedad pero no con la temperatura.

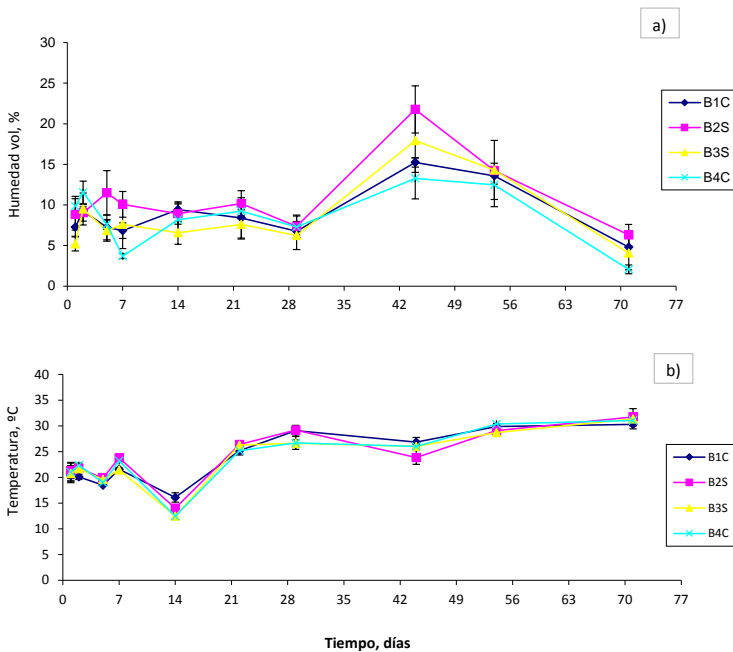


Figura 6.3.15. Humedad volumétrica (%) (a) y temperatura (°C) (b) del suelo a 5 cm, existente en campo durante las lecturas de respiración en cada uno de los bloques considerados. Parcela Paterna I. Error estándar (n=3)

Parcela Paterna II

Se produjo un incremento significativo de la mineralización del carbono por efecto de la incorporación de los restos de cosecha, duplicándose las emisiones de CO₂ por este efecto. La tasa media de respiración en los sub-bloques con restos de cosecha fue de 0,88 g CO₂ m⁻² h⁻¹ frente a 0,44 g CO₂ m⁻² h⁻¹ en los sub-bloques sin restos (figura 6.3.16). De la diferencia entre estos sub-bloques, se obtiene la tasa de respiración atribuible a los restos de cosecha, la cual fue de 0,44 g CO₂ m⁻² h⁻¹, lo que equivale a 2007 kg C ha⁻¹, un 99% del carbono total de los restos de cosecha de la parte aérea incorporados al suelo.

No se presentaron diferencias significativas entre las tasas de respiración medidas en los bloques con y sin aplicación de gallinaza, aunque en los bloques con gallinaza la tasa de respiración fue ligeramente superior, siendo estas tasas de 0,685 y 0,635 g CO₂ m⁻² h⁻¹, respectivamente.

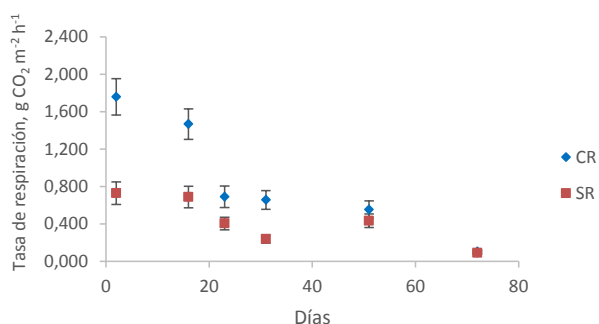


Figura 6.3.16. Tasa media de respiración (g CO₂ m⁻² h⁻¹), en los sub-bloques con y sin restos de cosecha. Paterna II. Error estándar (n=12)

La humedad volumétrica (figura 6.3.17a) fue ligeramente superior en el tratamiento con restos de cosecha, promediando un 12,61% y 10,91% para los tratamientos con y sin restos, respectivamente. La temperatura (figura 6.3.17b) fue similar entre tratamientos e incrementa hacia el final del ensayo.

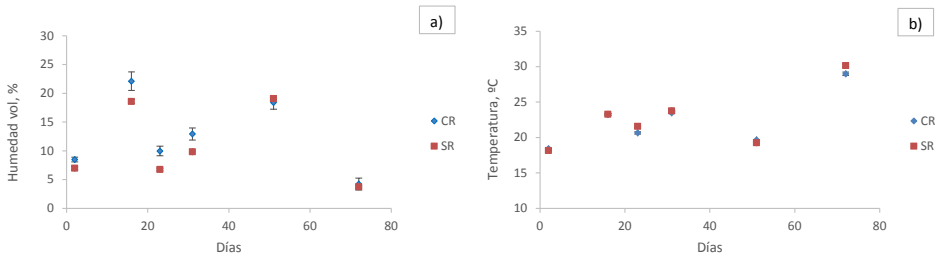


Figura 6.3.17. Humedad volumétrica (%) (a) y temperatura (°C) (b) del suelo a 5 cm, existente en campo durante las lecturas de respiración en los tratamientos suelo con restos de cosecha (CR) y suelo sin restos de cosecha (SR). Paterna II. Error estándar (n=12)

Se obtuvo una correlación entre la tasa de respiración, la humedad y la temperatura, cuya ecuación es la mostrada a continuación, que solo explica el 35% de la variación existente.

$$\text{Tasa} = 1,15003 + 0,0143405 * \text{Humedad} - 0,0557706 * T^a$$

Discusión

La mineralización mínima obtenida en condiciones de campo, fue el 17% del nitrógeno de los restos de cosecha de la parte aérea de la coliflor, en los experimentos de Burjassot, Paterna I y, del 62% en Paterna II.

La mineralización mínima obtenida en este último, fue similar a las obtenidas por De Neve y Hofman (1998), donde los residuos de hojas de coliflor produjeron, en condiciones de campo durante 125 días, 88 kg N ha⁻¹, un 60% del nitrógeno total aplicado. También se encuentran dentro del rango reportado en los estudios de De Neve y Hofman (1996), y De Neve *et al.* (1996), los cuales oscilan entre un 20-80% del nitrógeno de los restos de cosecha de coliflor. En los estudios conducidos por Constantin *et al.* (2010), también se calculó la mineralización mediante balance de masas tras el enterrado de restos de cosecha, en este caso de diferentes cultivos como mostaza, rábano y ryegrass, con contenidos de N de 33, 36 y 35 kg N ha⁻¹ y con una relación C/N de 13, 17 y 28, los cuales aportaron una cantidad mineralizada anual de 26, 18 y 9 kg N ha⁻¹

año⁻¹ respectivamente, lo que representa un 72, 60 y 23% del N total aportado. La relación C/N de los restos de cosecha explicó las diferencias de mineralización.

La baja mineralización de los restos de cosecha incorporados en los experimentos Burjassot y Paterna I, puede deberse a las bajas condiciones de humedad que se dieron durante el ensayo en la parcela de Burjassot, con una humedad volumétrica en los primeros centímetros por debajo del 10%, y en el ensayo en la parcela de Paterna I, en el que sólo se mejoró la humedad volumétrica del suelo en el momento del riego.

El manejo del suelo que se hace en la zona de la huerta tras el cultivo, donde el agricultor incorpora los restos de cosecha pero después no labra ni riega hasta el momento de preparar el cultivo siguiente (primeros de mayo), provoca que el suelo desnudo se vaya secando y, por tanto, se alcancen humedades muy bajas en la capa más superficial del suelo que es donde están incorporados los restos, lo que ralentiza el proceso de descomposición. Este comportamiento puede ser beneficioso cuando se desea retrasar el proceso de mineralización a fin de obtener una mejor sincronización con la disponibilidad de N en el siguiente cultivo de la rotación.

Otro aspecto a considerar es el momento de la incorporación de los restos del cultivo. En el experimento de Burjassot, los restos de cosecha se incorporaron 43 días después de la cosecha, en el experimento en Paterna I, a los 29 días y en el experimento en Paterna II, a los 17 días. Posiblemente en los dos primeros experimentos se produjeron pérdidas por volatilización del N procedente de la mineralización de los restos que estaban en contacto con el suelo, quedando el contenido de nitrógeno de los restos formando parte de componentes de más difícil degradación. Como ya se ha mencionado anteriormente, los restos de cosecha de la parte aérea de la coliflor, son materiales ricos en nitrógeno con una baja relación C/N y, por tanto, de rápida degradación.

Como se comentó en la sección 6.3.1, la diferencia obtenida entre la cantidad de nitrógeno de los residuos de cosecha de la parte aérea de la coliflor, fue de 280 ó 180 kg N ha⁻¹ dependiendo del tipo de muestreo utilizado. Esta diferencia también puede ser debida a este mismo efecto de pérdidas por volatilización de los compuestos fácilmente mineralizados, ya que los primeros resultados se obtuvieron analizando el material en el momento de la cosecha, y el segundo resultado se obtuvo pesando los restos de cosecha existentes previos a la

incorporación. Por todo lo anteriormente expuesto, se observa la importancia de incorporar los residuos rápidamente a fin de aprovechar el contenido de N presente en este tipo de material, mejorando la disponibilidad de N para el siguiente cultivo, y evitar pérdidas que pueden perjudicar el medio ambiente.

Con respecto a la mineralización de carbono en campo, ésta fue del 77% del carbono de los restos de cosecha de la parte aérea en el experimento de Burjassot, del 22% en el de Paterna I y del 99% en el de Paterna II. También se produjo una mayor mineralización en este último experimento, que fue en el que los restos de cosecha se incorporaron antes (17 ddr), lo que coincide con una mayor mineralización de nitrógeno (62% del N total). Por ello, parece existir una relación clara entre el momento de incorporación de los residuos al suelo y su transformación una vez incorporados en el suelo, además de la influencia que también tiene la humedad del suelo, ya que las dos parcelas con menor mineralización tuvieron un menor contenido de agua en el suelo.

6.3.4 Análisis conjunto de los ensayos de incubación y campo

Burjassot

A fin de establecer comparaciones de los resultados obtenidos en incubación con los resultados obtenidos en campo, los primeros se expresaron en kg ha^{-1} utilizando las densidades aparentes existentes en campo y se recalcularon para el espesor 0-30 cm. En la figura 6.3.18 se muestra la mineralización acumulada a una temperatura de 25°C durante 5 meses a 0-30 cm, donde el tratamiento con restos tuvo una mineralización de 286 kg N ha^{-1} y los tratamientos de suelo sin restos y suelo tamizado promediaron 168 kg N ha^{-1} . Al dividir este último valor entre los días de incubación (21,4 semanas) se obtiene una mineralización de 7,8 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ semana}^{-1}$, que es un valor similar al obtenido por De Neve *et al.* (1996), con una mineralización de 7,9 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ semana}^{-1}$ a 25°C. La mineralización atribuible a los restos provenientes de la parte aérea fue de 118 kg N ha^{-1} , lo que corresponde a un 62% del nitrógeno total incorporado.

La menor mineralización de los restos observada en campo con respecto a la mineralización obtenida en el ensayo de incubación (62%), puede ser atribuible al bajo contenido de humedad en el suelo, lo que corrobora la influencia de esta variable sobre el proceso de mineralización. El mantenimiento

de una temperatura y humedad constantes en la incubación, no ocurre en el campo donde el suelo, por la época en la que se desarrolla el ensayo, tiende a secarse.

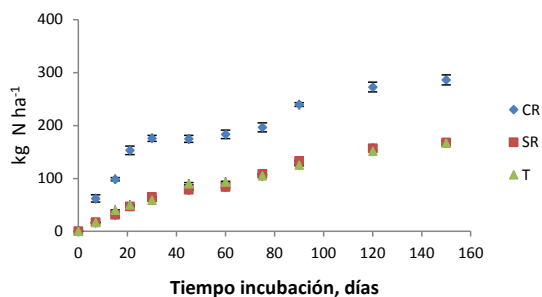


Figura 6.3.18. Mineralización de nitrógeno acumulada, en los diferentes tratamientos a una profundidad de 0-30 cm expresada en kg ha^{-1} . Burjassot. Error estándar ($n=3$)

Paterna I

Para realizar las comparaciones entre los resultados obtenidos en campo con los obtenidos en incubación, se convirtieron las unidades de mg N kg^{-1} a kg N ha^{-1} , y se sumaron los valores de las dos profundidades. En la figura 6.3.19 se muestra la mineralización acumulada a una temperatura de 25°C durante 5 meses a 0-30 cm en kg ha^{-1} . La mineralización para los tratamientos CR y SR fueron de 281 kg N ha^{-1} , y 195 kg N ha^{-1} , respectivamente. De la diferencia entre los dos tratamientos se obtiene que la mineralización de los residuos de la parte aérea de la coliflor fue de 86 kg N ha^{-1} , que corresponde a un 51% del nitrógeno total incorporado, valores más altos que los obtenidos en campo, lo que puede estar asociado a las menores humedades volumétricas del suelo en condiciones de campo, y que estaban por debajo del 10% hasta el momento del riego, después del cual subieron hasta valores del 20% para volver a descender en los días siguientes al riego.

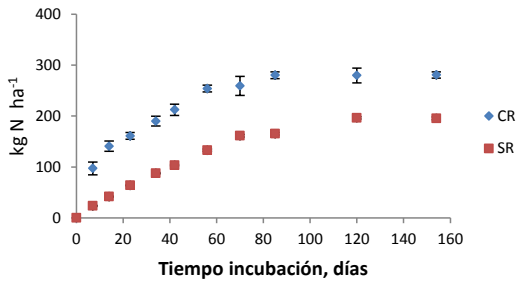


Figura 6.3.19. Mineralización de nitrógeno acumulada en la profundidad de 0-30 cm, expresada en kg ha⁻¹. Paterna I. Error estándar (n=3)

Paterna II

De la misma forma, los valores de mineralización en la incubación fueron transformados a las unidades de kg N ha⁻¹ y se recalcularon al espesor de 0-30 cm de suelo (figura 6.3.20). Al comparar la mineralización atribuible a los restos de cosecha obtenida en incubación de 111 kg N ha⁻¹, un 62%, con la obtenida en campo, esta fueron similares, reflejando que las condiciones fueron óptimas en ambos ensayos.

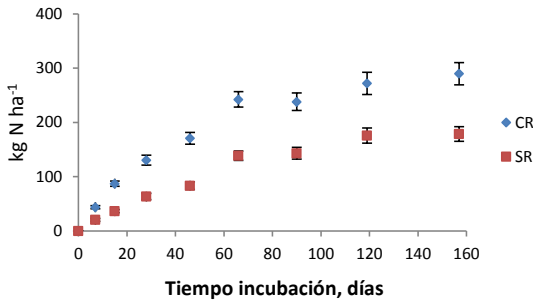


Figura 6.3.20. Mineralización de nitrógeno acumulada en la profundidad de 0-30 cm, expresada en kg ha⁻¹. Paterna II. Error estándar (n=6)

6.4 CONCLUSIONES

En este capítulo se han obtenido importantes resultados respecto a la mineralización de los restos de cosecha del cultivo de coliflor, por otra parte escasos en la bibliografía.

La incorporación de estos restos al suelo en el marco de la rotación de cultivo típica de la zona de Valencia, supuso un aporte adicional de nitrógeno que, en condiciones de campo, osciló entre 30-110 kg N ha⁻¹, cantidad que es necesario considerar a la hora de planificar el abonado del siguiente cultivo. La mineralización fue muy dependiente de las condiciones de humedad del suelo tras la incorporación de los restos, pero también estuvo muy influenciada por el tiempo transcurrido desde la cosecha del cultivo hasta la incorporación de los residuos, siendo mayor la mineralización cuanto menor fue el retraso en la incorporación al suelo.

La mineralización obtenida en los ensayos de laboratorio fue mayor que la obtenida en campo. Los ensayos de incubación son útiles para ver la potencialidad del proceso, ya que se realizan bajo condiciones de temperatura y humedad constantes, pero hay que tener cuidado a la hora de utilizar esa información como base del N aportado por los restos, pues se puede sobreestimar la cantidad mineralizada. En el período de incubación la mineralización supuso entre el 48-58% del nitrógeno total aportado con los residuos, produciéndose el grueso de la misma entre las 2-4 primeras semanas de incubación. La cinética de primer orden fue la más versátil, adaptándose muy bien a todos los tratamientos.

La mineralización del carbono sigue un comportamiento similar al del N, si bien hay un adelanto en cuanto al tiempo en el que ocurre el grueso de la mineralización, ya que en condiciones de laboratorio se produce en este caso en las dos primeras semanas. Los porcentajes de carbono mineralizado atribuible a los residuos al final del período de incubación osciló entre el 30-100% del carbono aportado. En condiciones de campo la respiración del suelo atribuible a la descomposición de los restos supuso entre un 22-99% del carbono total de los restos de cosecha de la parte aérea incorporados al suelo.

Capítulo 7

**Estimación de la mineralización del nitrógeno
con el modelo EU-Rotate_N**

Capítulo 7

7. ESTIMACIÓN DE LA MINERALIZACIÓN DEL NITRÓGENO CON EL MODELO EU-Rotate_N

7.1 INTRODUCCION

En sistemas agrícolas tradicionales con riego por surcos o por inundación, el uso eficiente del N requiere de la optimización tanto del manejo del agua de riego como el de la fertilización nitrogenada. En la actualidad se ha investigado y desarrollado tecnología que aborda un manejo eficiente del agua de riego en cultivos hortícolas (Leskovar *et al.*, 2012; Pascual-Seva *et al.*, 2013). Sin embargo, la información existente sobre el manejo adecuado de la fertilización nitrogenada, no sólo desde el punto de vista de las necesidades del cultivo sino desde un punto de vista ambiental, es menos concluyente, quizás debido a la complejidad de la dinámica en el sistema suelo-planta de un elemento como el nitrógeno que puede tener un origen mineral u orgánico (Sogbedji *et al.*, 2006).

Es necesario, por tanto, generar información que contribuya a diseñar herramientas de manejo de la fertilización en estos cultivos. Aunque se han realizado investigaciones a nivel de campo con el objeto de desarrollar estrategias de manejo de la fertilización nitrogenada en cultivos hortícolas que buscan mejorar el uso eficiente del N y reducir la lixiviación de nitrato (Ramos *et al.*, 2002; Vazquez *et al.*, 2009; Granados *et al.*, 2013; Ramos *et al.*, 2014; Peña-Fleitas *et al.*, 2015), estos trabajos son costosos y no están disponibles para todos los cultivos y zonas.

En este sentido, los modelos de simulación son una opción muy útil para estimar con precisión las necesidades de N en distintas condiciones y también se pueden emplear para el análisis de diferentes escenarios y ayudar en el

establecimiento de políticas agroambientales. En un estudio encargado por la UE sobre las buenas prácticas agrícolas para la reducción de la lixiviación de nitrato en la producción de frutas y hortalizas, se subraya la necesidad del empleo de modelos de simulación para poder generar recomendaciones de manejo del N (ADAS, 2006). Sin embargo, también reconoce este estudio que, aunque estos sistemas son más flexibles que los ensayos de campo, el uso de modelos de simulación requiere de una calibración previa de los mismos en cada zona con características específicas de suelo y clima. Pero una vez calibrados y validados para un determinado sistema agrícola, pueden ser usados para evaluar múltiples escenarios, identificar las prácticas que más influencia tienen en la reducción de los impactos ambientales o para demostrar las mejoras de determinadas prácticas agrícolas a agricultores, técnicos o gestores (Houlès, 2004).

En los últimos 20 años ha habido un creciente interés por la utilización de los modelos de simulación como herramienta de apoyo en la toma de decisiones sobre fertilización nitrogenada (Van der Burgt *et al.*, 2006; Nendel 2009; Rahn *et al.*, 2010; Shaffer *et al.*, 2010), y en la evaluación de su impacto ambiental a diferentes escalas (Peralta y Stöckle, 2002; Decrem *et al.*, 2007; De Paz y Ramos, 2004; Gutzler *et al.*, 2015). Existen muchos modelos de simulación de la dinámica del N en sistemas agrícolas, siendo su objetivo la predicción del movimiento y transformación del N en el sistema suelo-planta. Los modelos que se han desarrollado con el objetivo de ser empleados especialmente en los cultivos hortícolas son el N_ABLE (Greenwood *et al.*, 2001), EU-Rotate_N (Rahn *et al.*, 2010) y SMCR_N (Zhang *et al.*, 2009). Estos tres modelos tienen algunos puntos en común ya que el módulo de crecimiento sigue el patrón aplicado por Greenwood en el modelo N_ABLE. El modelo NLEAP también se ha evaluado en algunos cultivos hortícolas con resultados satisfactorios (Delgado *et al.*, 2000).

El modelo EU-Rotate_N se desarrolló específicamente para optimizar el uso del N en rotaciones hortícolas en un amplio rango de condiciones climáticas y edáficas, y aunque es un modelo desarrollado recientemente ya se han realizado trabajos en diferentes países como Alemania, Noruega, Italia, España, China que utilizan el modelo en diferentes condiciones y cultivos. Así, Riley y Børtnes (2008), evalúan los riesgos de lixiviación en relación a la producción económica de algunos de los cultivos típicos en Noruega. Nendel (2009), realizó una

comparación a escala regional de las prácticas tradicionales de fertilización y las Buenas Prácticas Agrarias en Alemania empleando el modelo EU-Rotate_N. Guo *et al.* (2010), evaluaron la capacidad del modelo para predecir la extracción de N en pepino bajo invernadero en China, así como el contenido de N en el suelo, la mineralización y las pérdidas minerales por lixiviación. Doltra y Muñoz (2010), utilizan EU-Rotate_N para evaluar el riesgo de lixiviación de nitrato en una rotación de acelgas, pimiento y coliflor en un suelo franco arenoso en un ensayo con cuatro niveles de fertilización.

Por otra parte, Sun *et al.* (2012), utilizan el modelo para evaluar las mejores prácticas de manejo del cultivo de hortalizas en invernadero y evaluar la lixiviación de nitrato. Nendel *et al.* (2013), evalúan el modelo en diferentes rotaciones en Italia que incluyen lechuga, hinojo, espinaca y brócoli. Recientemente, Soto *et al.* (2014), evalúan el funcionamiento del modelo en tomate de invernadero en las condiciones mediterráneas del sureste español, y su capacidad para simular la producción de materia seca, la extracción de N por el cultivo, su rendimiento comercial, el drenaje de agua y la lixiviación de nitrato así la dinámica del agua y nitrógeno en el suelo. Otros cultivos en los que ha sido utilizado el modelo han sido escarola (Suárez-Rey *et al.*, 2009), guisante (Olasolo *et al.*, 2009), patata (Olasolo *et al.*, 2011) y judía verde (Olasolo, 2013).

En la mayoría de estos trabajos se ha utilizado el modelo con una calibración mínima o incluso sin calibración, siendo los resultados aceptables en la mayoría de los casos, si bien la mayoría de los autores señalan la necesidad de realizar una calibración específica para ciertos parámetros relacionados con la dinámica del nitrógeno en el suelo y, en concreto con aquellos con los implicados en la mineralización de la materia orgánica del suelo.

El objetivo de este capítulo es evaluar la capacidad del modelo EU-Rotate_N para predecir la mineralización de nitrógeno procedente del aporte de una enmienda orgánica, de la materia orgánica del suelo y de los restos de cosecha del cultivo de coliflor. Otros objetivos específicos son: i) calibrar el modelo para simular los diferentes procesos de transformación del nitrógeno en el suelo, ii) estimar los flujos de agua y nitrógeno en la capa superficial de suelo y iii) comprobar la capacidad del modelo para estimar la producción de biomasa aérea y la extracción de N por el cultivo de coliflor.

7.2 MATERIALES Y MÉTODOS

7.2.1 Modelo de simulación EU-Rotate_N

Es un modelo desarrollado en el marco del proyecto europeo “*Development of a model based system to optimize nitrogen use in horticultural crop rotations across Europe*” con la participación de diferentes grupos de investigación del Reino Unido, Alemania, Noruega, Dinamarca, Italia y España, con el objetivo de disponer de una nueva herramienta que pudiera apoyar el manejo de la fertilización nitrogenada en las rotaciones de cultivos en la Unión Europea, cubriendo aspectos no solo de la producción del cultivo sino también económicos y medio ambientales (Rahn *et al.*, 2010). Cubre un amplio rango de cultivos herbáceos (unos 70), cuyos parámetros pueden ser fácilmente modificados por el usuario para adaptarlos a las condiciones propias de la simulación. Además se pueden realizar simulaciones de varios cultivos en rotación, contempla diferentes tipos de riego y fertilización (orgánica y mineral) así como la incorporación de restos del cultivo al suelo. El módulo económico que incorpora, junto con su carácter bidimensional y la simulación del crecimiento radicular hacen de este modelo una potente herramienta de evaluación de diferentes estrategias de manejo de la fertilización nitrogenada, una vez calibrado.

El modelo está disponible en la red (www.warwick.ac.uk/go/eurotaten) y va acompañado del manual de usuario así como de diferentes ficheros de datos que pueden servir de ejemplo para preparar las simulaciones.

7.2.1.1 Estructura del modelo

El modelo simula el crecimiento del cultivo seleccionado y la dinámica del agua y del nitrógeno en el sistema suelo planta a escala diaria, considerando un espesor de suelo de 2 metros y utilizando una división del perfil en capas de 5 cm de espesor. Su carácter bidimensional permite una mayor flexibilidad en la simulación de sistemas y prácticas de cultivo específicas como, por ejemplo, la presencia de caballones o los diferentes sistemas de riego y abonado.

Está estructurado en subrutinas o módulos (figura 7.2.1) que atienden a diferentes aspectos de la simulación como el crecimiento de la parte aérea de la

planta y de su sistema radicular, la extracción de nitrógeno por el cultivo, la mineralización del nitrógeno del suelo, de los restos de cosecha y de las enmiendas orgánicas aplicadas, estando el crecimiento del cultivo regulado por la disponibilidad de agua, de nitrógeno y por la temperatura. También hay otros módulos que simulan el flujo de agua y nitrógeno en el suelo, con el consiguiente cálculo del drenaje y el lavado de nitrógeno. Todos estos procesos están regulados por factores climáticos como la lluvia, la temperatura y la radiación y operan según un orden establecido, utilizando los datos introducidos sobre las propiedades del suelo, el uso de fertilizantes, el riego, la meteorología y el manejo de los restos del cultivo anterior. El modelo también integra un módulo económico que enlaza las producciones con la información económica disponible para diferentes cultivos y regiones europeas, permitiendo el análisis económico del manejo del N en los cultivos.

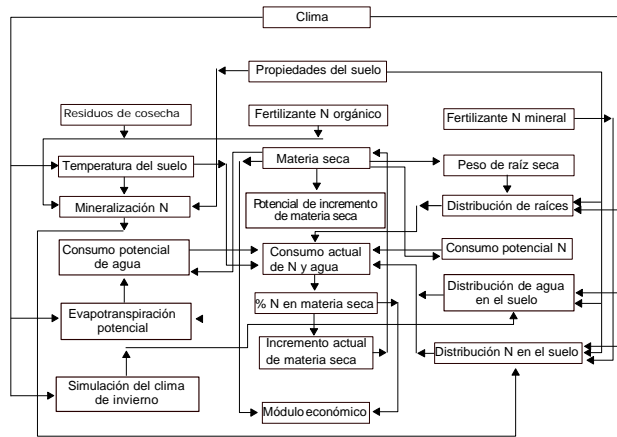


Figura 7.2.1. Estructura en módulos de EU-Rotate_N y diagrama de flujo. Adaptado de “Brief description of the EU-Rotate_N model” en; www.warwick.ac.uk/go/eurotaten.

7.2.1.2 Suelo

El modelo requiere para capa de suelo algunas propiedades básicas como son: el pH, que influye en la modelización de las pérdidas gaseosas de nitrógeno, la materia orgánica que afecta a la simulación del nitrógeno mineralizado y los porcentajes de arena y arcilla que intervienen, entre otros procesos, en la

dinámica del agua en el suelo, la desnitrificación, hidrólisis de la urea y volatilización del amonio. Además requiere de las condiciones iniciales de contenido de agua y nitrógeno en el perfil de suelo considerado.

7.2.1.3 Dinámica del agua

La dinámica del agua en el suelo es abordada mediante un modelo de capacidad basado en las propiedades hidráulicas de las diferentes capas de suelo, en concreto, el contenido de agua a capacidad de campo, en el punto de marchitez y a saturación, las cuales definen el agua disponible para la planta y el drenaje. El modelo incluye una función de drenaje que permite la transferencia de agua de una capa a otra cuando la humedad volumétrica es superior a la de capacidad de campo, siempre que la capa inferior no este saturada, y con una tasa diaria que viene dada por el coeficiente de drenaje, que es función de la capacidad de campo y la saturación, pero que puede ser fijado por el usuario. El modelo también considera flujo capilar ascendente y descendente utilizando un modelo clásico de difusión del agua en el suelo (Rose, 1968; Ritchie, 1998). La evapotranspiración del cultivo se calcula mediante el método de la FAO que utiliza el coeficiente de cultivo dual (Allen *et al.*, 1998). Los parámetros necesarios son los relacionados con la demanda evaporativa de la atmósfera, resumida por la evapotranspiración de referencia (ET_0), la cual se calcula a partir de las variables meteorológicas del archivo de datos de clima. Los valores de los coeficientes de cultivo y la longitud de los diferentes períodos de desarrollo del cultivo, necesarios para su cálculo, se incluyen en un archivo de parámetros de cultivo (Crowthable.txt), que pueden ser ajustados por el usuario de acuerdo a las prácticas locales. La escorrentía se calcula de acuerdo al método propuesto por el NRCS (2004).

7.2.1.4 Dinámica del nitrógeno en el suelo

Los procesos microbiológicos en los que está implicado el nitrógeno (y el carbono) en el suelo que contempla el modelo, se basan en las rutinas de modelización usadas por el modelo DAISY (Hansen *et al.*, 1990), el cual contempla tres compartimentos orgánicos (humus del suelo, biomasa microbiana

y materia orgánica añadida) con materiales que se descomponen a dos velocidades (lenta y rápida). Además, las tasas de descomposición vienen afectadas de la temperatura y de la humedad del suelo, y en algunos casos también por la textura del suelo. La nitrificación sigue una cinética de Michaelis-Menten, dependiente de la tasa de nitrificación, la temperatura, la humedad, la concentración de nitrógeno amónico y una constante de saturación. La desnitrificación sigue un proceso similar, en este caso dependiente de la concentración de nitrato en el suelo. También considera la volatilización de amoníaco tras el aporte de estiércoles u otras enmiendas orgánicas, basándose en el modelo ALFAM (Søgaard *et al.*, 2002), e incluyendo la dependencia de este proceso del pH del suelo.

Todos los parámetros relacionados con los procesos de mineralización, volatilización, nitrificación y desnitrificación son recogidos en un fichero (Nminparameters.txt) que puede ser modificado por el usuario. Así mismo, el modelo dispone de un fichero con los parámetros relacionados con la descomposición y mineralización de los restos de los cultivos (relación C/N, coeficientes de partición, tasas de mineralización) y de las principales enmiendas orgánicas, los cuales son adaptados del modelo DAISY (ResidueTable.txt y Organicfertilizers.txt). La relación C/N de los residuos es dinámica y va cambiando con la descomposición de los mismos.

7.2.1.5 Crecimiento y extracción de nitrógeno por el cultivo

El crecimiento del cultivo se basa en un valor de materia seca máxima potencial acumulada al final del cultivo (Target total dry matter), que es fijado por el usuario en el modelo para cada simulación. El incremento diario de materia seca es función de la temperatura (integral térmica), de la disponibilidad de agua (coeficiente de suministro de agua calculado en función de las tasas de transpiración potencial y real) y de la disponibilidad de nitrógeno (calculado en función del porcentaje de nitrógeno en la planta y el porcentaje crítico de nitrógeno). El modelo, permite un consumo de lujo de nitrógeno (es decir, una concentración de N en la planta superior a la crítica), siendo el contenido máximo permitido para la planta calculado en función del coeficiente de consumo de lujo,

definido para cada cultivo en el fichero de cultivo (Croptable.txt), y del nitrógeno crítico.

Para el crecimiento radicular el modelo asume una distribución espacial bidimensional, siendo la biomasa acumulada en el sistema radicular función de la biomasa aérea del cultivo y la profundidad de desarrollo función de la temperatura desde el trasplante. La tasa de crecimiento de la raíz es un parámetro incluido también en el fichero de cultivo.

La absorción diaria de nitrógeno por el cultivo depende del nitrógeno demandado por la planta y del nitrógeno mineral disponible en el suelo. Tras calcular la cantidad demandada (función de la cantidad máxima permitida, la materia seca y el nitrógeno extraído hasta la fecha) el modelo calcula la máxima cantidad de nitrógeno que pueden extraer las raíces en ese día, que a su vez depende de la longitud de las raíces, de los parámetros de eficiencia de absorción de la raíz (definidos en Croptable.txt) y del contenido de N mineral, tanto amoniacal como nítrico, del suelo.

7.2.2 *Ficheros del modelo*

El modelo EU-Rotate_N está programado en Fortran y requiere para llevar a cabo una simulación de un fichero ejecutable (*eurotate1-8.exe*, en este caso) y de una serie de ficheros de entradas al modelo, que son archivos de texto y que son los siguientes:

*.*dia* es el fichero que recoge los datos necesarios de suelo, condiciones iniciales, riegos, fertilización y cultivo y período simulado.

*.*met* es el fichero que recoge los datos meteorológicos de los años implicados en la simulación. Aunque la simulación sea inferior a un año, el modelo requiere que en este fichero los años sean completos.

Croptable1-6.txt es el archivo que contiene todos los parámetros de los cultivos. En caso necesario se pueden hacer modificaciones de algunos de los parámetros recogidos en este fichero.

Nminparameter1-6.txt es el archivo que recoge todos los parámetros relacionados con los procesos de transformación del N en el suelo (mineralización, nitrificación, desnitrificación, volatilización,...).

OrganicFertilisers1-6.txt es el archivo con los parámetros de los fertilizantes orgánicos y recoge diferente información sobre posibles enmiendas orgánicas que se pueden aportar al suelo. Es un fichero abierto donde se pueden ir incorporando nuevos productos que se quieran utilizar.

MineralFertilisers1-6.txt es el archivo con la información relativa a los fertilizantes minerales que pueden ser utilizados. Recoge información del porcentaje que cada fertilizante tiene de cada una de las posibles formas químicas del N.

Residuetable1-6.txt es un archivo con los parámetros de los restos de cosecha, y es necesario para simulaciones de rotaciones de cultivos en los que se incorporan los restos del cultivo anterior al suelo.

Las salidas toman el mismo formato que las entradas, y se obtienen en ficheros de texto, que comienzan siempre con el nombre del fichero *.*dia*, seguido de una cadena de texto referente a su contenido, y terminan con la extensión *.dat*. En este caso la información es muy amplia y para cada simulación se generan 24 archivos relacionados con agua, nitrógeno mineral, producción del cultivo, mineralización. A continuación, se recogen los diferentes ficheros y una breve descripción de su contenido.

*.*AOM_Fast*: M. O. añadida fácilmente descomponible (por celda).

*.*AOM_Slow*: M.O. añadida difícilmente descomponible (por celda).

*.*CN_AOM_Fast*: Relación C/N de la fracción rápida añadida (por celda).

*.*CN_AOM_Slow*: Relación C/N de la fracción lenta añadida (por celda).

*.*CRP*: Datos del cultivo.

*.*DailyOutput*: Resumen de todas las salidas en formato diario (si se abre con ReadFile se ejecuta una macro que ordena los resultados y los coloca en una hoja de cálculo Excel).

*.*FertilisationReport*: Resumen de las aplicaciones de N.

*.*IrrigationReport*: Resumen de las aplicaciones de agua de riego.

*.*LHC*: Resumen diario de las pérdidas de agua y N por lixiviación.

*.*Mktyd*: Producción comercial del cultivo.

- *.*NBala*: Balance diario de N en los primeros 90 cm de suelo.
- *.*Nmin*: Información sobre el N mineral del suelo.
- *.*NO3Cont*: Contenido de nitrato en cada elemento del suelo.
- *.*Pools*: Compartimentos orgánicos (materia orgánica del suelo y biomasa microbiana).
- *.*Pools_Sum*: Compartimento de la materia orgánica añadida.
- *.*Rtden*: Densidad radicular para cada elemento del suelo.
- *.*SMB_Fast*: Biomasa microbiana (fracción rápida) del suelo (por celda).
- *.*SMB_Slow*: Biomasa microbiana (fracción lenta) del suelo (por celda).
- *.*SOL*: Datos diarios de nitrato a 0-30, 0-60 y 0-90 cm y amonio a 0-30 cm.
- *.*SOM_Fast*: Fracción lábil de la materia orgánica del suelo (por celda).
- *.*SOM_Slow*: Fracción recalcitrante de la materia orgánica del suelo (por celda).
- *.*Sum*: Resumen diario (cultivo, contenido de agua en el suelo, nitrógeno en el perfil, lixiviación, drenaje,...).
- *.*WBala*: Balance diario de agua en los primeros 90 cm.
- *.*WCont*: Contenido diario de agua en el suelo cada 5 cm (por celda).

7.2.3 Características de las simulaciones

La evaluación del modelo EU-Rotate_N se hizo con los datos procedentes de la parcela Paterna II. El período escogido fue el comprendido entre el 15 de julio de 2013 y el 15 de mayo de 2014, un período de 10 meses que abarcaba el aporte de gallinaza antes del cultivo de coliflor, el propio cultivo que se llevó a cabo entre septiembre y febrero, y el posterior enterrado de restos de cosecha hasta el inicio del siguiente cultivo. Las simulaciones realizadas comprendían los siguientes tratamientos: i) con gallinaza y con restos de cosecha (CG-CR), ii) con gallinaza y sin restos de cosecha (CG-SR), iii) sin gallinaza y con restos de cosecha (SG-CR) y iv) sin gallinaza y sin restos de cosecha (SG-

SR). Para poder comparar los resultados de mineralización del modelo con los medidos, se realizaron nuevos balances de cloruro y de nitrógeno considerando todo el período elegido para la simulación, los cuales incluían por tanto un mes más (sep-oct) que no había sido considerado en los capítulos anteriores.

Las simulaciones se hicieron considerando tres capas de suelo de 15 cm, y los parámetros hidráulicos de cada capa se obtuvieron de una calibración previa que se había hecho en esta parcela (Sánchez *et al.*, 2015a), dejando en este caso que el coeficiente de drenaje se calculase por defecto, en función de la humedad de saturación y de la humedad a capacidad de campo. A diferencia de la mencionada calibración, en estas simulaciones no se consideró escorrentía en la parcela. Los valores de los parámetros hidráulicos utilizados en las simulaciones se muestran en la tabla 7.2.1.

Tabla 7.2.1. Valores de los parámetros hidráulicos usados en las simulaciones.

Parámetro	Capa suelo (cm)		
	0-15	15-30	30-45
Humedad a saturación (θ_{sat}) (cm ³ cm ⁻³)	0,451	0,435	0,375
Humedad a capacidad de campo (θ_{cc}) (cm ³ cm ⁻³)	0,349	0,286	0,300
Humedad a marchitez permanente (θ_{sat}) (cm ³ cm ⁻³)	0,114	0,185	0,195
Coeficiente de drenaje (valor por defecto)	0,226	0,343	0,200
Agua fácilmente evaporable (mm) (REW)	8,0		
Espesor de la capa de evaporación (m) (Z_e)	0,1		

En cuanto a los parámetros relacionados con el cultivo de coliflor, se utilizó como base la información que el propio modelo tiene para este cultivo, pero hubo que modificar ciertos parámetros relacionados con la extracción de nitrógeno y con el crecimiento del cultivo, utilizando para ello la calibración realizada en el IVIA (Ramos, comunicación personal) (Tabla 7.2.2). Los parámetros de la curva crítica de extracción de nitrógeno se estimaron a partir del ajuste de la ecuación de EU-Rotate_N a las medidas de N en planta que se hicieron durante los ensayos de fertilización en el cultivo de coliflor realizados por el grupo del IVIA. La temperatura base tuvo que ser reducida a 0°C, ya que valores superiores suponían un retraso en el crecimiento del cultivo. También se tuvo que reducir el retraso que considera el modelo desde la siembra hasta el

comienzo del crecimiento radicular, puesto que el cultivo fue transplantado con 4-5 hojas y las condiciones de crecimiento eran favorables para el inmediato establecimiento de la planta. La altura máxima del cultivo se modificó de acuerdo con las observaciones realizadas durante los ensayos con cultivo de coliflor. La producción potencial de materia seca en la cosecha fue de 10,4 t ha⁻¹, obtenida ésta como valor medio de la producción en los diferentes tratamientos de fertilización realizados en esta parcela por el grupo del IVIA.

Tabla 7.2.2. Calibración específica de algunos de los parámetros del cultivo de coliflor

Parámetro	Predeterminado EU-Rotate_N	Valor IVIA
Parámetros curva crítica N:		
<i>PNINF</i>	3,450	3,262
<i>B_o</i>	0,600	0,728
Temperatura base (°C) (<i>Base</i>)	7,0	0,0
Período de retraso antes del comienzo del crecimiento (°C día) (<i>Ddlag</i>)	100	1
Altura máxima del cultivo (m) (<i>H_{max}</i>)	0,4	0,7

Partiendo de los valores de los parámetros relacionados con la dinámica del nitrógeno en el suelo obtenidos para esta parcela por Sánchez *et al.* (2015b), y comprobada la necesidad de calibración de alguno de ellos, se realizaron simulaciones en el tratamiento SG-SR en el que se fueron modificando uno a uno determinados parámetros con el fin de ajustarlos mediante el método de prueba-error. En primer lugar se modificaron los parámetros relacionados con la materia orgánica del suelo. Posteriormente se calibraron los parámetros relacionados con los restos de coliflor incorporados utilizando los datos del tratamiento SG-CR y, por último los de la gallinaza aportada a partir del tratamiento CG-SR.

7.2.4 Evaluación del modelo

Para evaluar el funcionamiento del modelo y su capacidad para predecir la humedad y el contenido de nitrógeno mineral en el suelo, el drenaje, la lixiviación de nitrato y la mineralización, se utilizaron diferentes estadísticos de entre los propuestos por Willmott (1982). El error medio o diferencia media (*d*) de los valores observados (medidos) *O_i* frente a los simulados *S_i*, definido como:

$$d = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (O_i - S_i)$$

Un valor positivo de d indica que el modelo subestima las predicciones de la variable estudiada, y un valor negativo indica que las sobreestima. Este estadístico ayuda en la identificación de las tendencias en las predicciones del modelo pero no es suficiente para determinar el error por la compensación de valores negativos y positivos. Para eliminar el problema de compensación entre las predicciones sobre e infraestimadas se utiliza el RMSE (*root mean square error*), definido como:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (O_i - S_i)^2}$$

y que tiene las mismas unidades que los valores observados y simulados, siendo fácil su interpretación. Las grandes diferencias entre valores observados y simulados contribuyen más al valor, teniendo un mayor peso en el estadístico. También se ha utilizado NRMSE, que es el valor normalizado de RMSE, definido como:

$$NRMSE = \frac{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (O_i - S_i)^2}}{\bar{O}}$$

el cual es independiente de las unidades de medida de los datos observados y simulados y puede ser útil para comparar diferentes series de datos. El valor mínimo para este estadístico es 0, siendo también el valor óptimo en una evaluación de la predicción de un modelo. También se realizó la regresión lineal entre los valores medidos y simulados, indicando valores del coeficiente de regresión próximos a 1, una relación lineal perfecta entre los valores observados y simulados. Sin embargo, esto no implica necesariamente que el modelo sea perfecto ya que es insensible a las diferencias proporcionales y aditivas entre valores observados y simulados, por lo que se tiene que utilizar junto a otros estadísticos para evaluar la calidad de la predicción.

7.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Calibración parámetros del ciclo del N

En la tabla 7.3.1 se presentan los parámetros relacionados con el ciclo del nitrógeno que fueron calibrados. En relación con el nitrógeno del suelo, los parámetros modificados fueron las tasas de mineralización de las dos fracciones del humus del suelo que considera EU-Rotate_N y la tasa de nitrificación. En los tres casos el sentido de la variación respecto del valor inicial fue de aumento de dicho valor. El mayor cambio fue el de la tasa de descomposición de la fracción lábil de la materia orgánica, que cambió en un orden de magnitud.

Tabla 7.3.1. Parámetros relacionados con la dinámica del nitrógeno que se calibraron

Parámetro	Unidades	Valor inicial	Valor final
<i>Fichero Nminparameters1-6.txt</i>			
Tasa descomposición MO fracción no lábil	d ⁻¹	4,30E-05	9,00E-05
Tasa descomposición MO fracción lábil	d ⁻¹	1,40E-04	1,40E-03
Tasa de nitrificación	d ⁻¹	1,00E-01	3,00E-01
<i>Fichero CropTable1-6.txt</i>			
Porcentaje de materia seca	kg kg ⁻¹	0,12	0,09
Índice de cosecha	–	0,83	0,43
<i>Fichero Residuetable1-6.txt</i>			
Tasa descomposición residuos fracción lábil	d ⁻¹	5,00E-02	5,00E-00
Fracción lábil de residuos	–	0,65	0,90
Relación C/N fracción no lábil de residuos	–	47,7	15,0
Relación C/N fracción lábil de residuos	–	0,0	15,0
<i>Fichero Organicfertilisers1-6.txt</i>			
Porcentaje materia seca gallinaza	kg kg ⁻¹	0,40	0,66
Contenido de N-NH ₄ de la gallinaza	kg kg ⁻¹	0,0190	0,0022
Contenido de N-NO ₃ de la gallinaza	kg kg ⁻¹	0,0000	0,0004
Tasa descomposición gallinaza fracción no lábil	d ⁻¹	2,00E-04	3,00E-05
Tasa descomposición gallinaza fracción lábil	d ⁻¹	2,00E-03	5,00E-02
Fracción lábil de gallinaza	–	0,18	0,40
Relación C/N fracción lábil de gallinaza	–	3,5	7,3

Respecto a los restos de coliflor, se redujo el porcentaje de materia seca y el índice de cosecha en el fichero de cultivo, y fue necesario aumentar la fracción lábil de los restos y su tasa de descomposición, ésta última en dos órdenes de magnitud. También se ajustó la relación C/N de los restos a los valores determinados en las muestras analizadas, sin diferenciar en este caso entre fracciones. Se utilizaron los valores medidos de materia seca, contenido de amonio y de nitrato de la gallinaza aportada, y fue necesario aumentar el porcentaje de la fracción lábil de la gallinaza, su tasa de descomposición y su relación C/N respecto de los valores asignados a la gallinaza en el fichero original del modelo.

A pesar de que diferentes autores han puesto de manifiesto la necesidad de una calibración específica de los parámetros relacionados con el ciclo del N en el suelo, que evite la tendencia del modelo EU-Rotate_N a infraestimar la mineralización del nitrógeno en climas cálidos (Doltra y Muñoz, 2010; Nendel *et al.*, 2013; Soto *et al.*, 2014), hasta la fecha no se ha encontrado ningún trabajo en el que se realice dicha calibración. Aunque en un futuro sería necesario hacer una calibración automatizada que permitiera una óptima estimación de estos parámetros, el trabajo de calibración realizado señala la importancia de realizar un adecuado tratamiento de los parámetros de mineralización de las enmiendas orgánicas y de los restos del cultivo.

Dinámica del agua en el suelo

En la figura 7.3.1 se muestran los valores de lámina de agua en el perfil de suelo (0-45 cm) simulada por el modelo a lo largo de los 305 días del período considerado y los valores medidos en los diferentes muestreos realizados en dicho período en los tratamientos con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG).

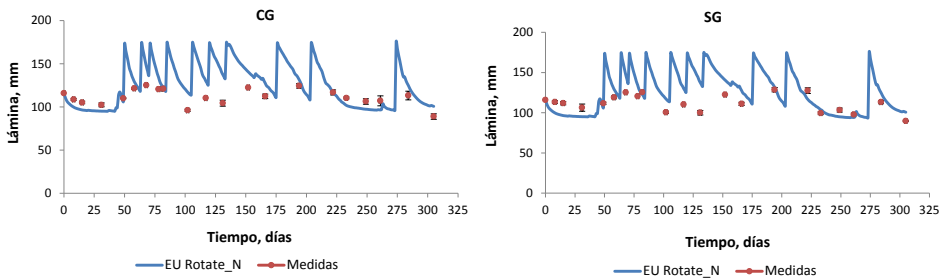


Figura 7.3.1. Evolución de la lámina de agua en el perfil de suelo (0-45 cm) simulada con EU-Rotate_N y medida en la zona con gallinaza (CG) y sin gallinaza (SG)

Se puede observar como el modelo tiende a infraestimar los valores de lámina de agua en aquellos períodos donde el suelo está desnudo, debido a una mayor evaporación del agua del suelo que la que realmente se produce. En campo se observa que cuando el suelo está desnudo se seca la capa de suelo más superficial y se rompe la continuidad en los poros, impidiendo una mayor evaporación, proceso que el modelo con la calibración realizada, no es capaz de simular. En la calibración realizada no se utilizaron en el ajuste los parámetros REW (agua fácilmente evaporable) y Ze (espesor de la capa de evaporación) porque el período utilizado en la calibración abarcaba mayoritariamente el de cultivo, pero sería recomendable incluir en la calibración de la parte hidráulica del modelo estos dos parámetros. Sin embargo, en la fase de cultivo el modelo tiende a infraestimar el contenido de agua en el suelo. En la zona con gallinaza, la diferencia media (d) entre valores medidos y simulados es de -6,3 mm y la raíz cuadrada del error cuadrático medio (RMSE) es de 14 mm, mientras que en el tratamiento sin gallinaza los valores de estos estadísticos fueron de -5,6 y 15 mm. Cuando se hace la regresión entre los valores medidos y los simulados (figura 7.3.2) se observa que la pendiente de las rectas obtenidas es próxima a 1, pero la interceptación se aleja de 0. El hecho de que haya valores muy por encima y por debajo de la recta, hace que el coeficiente de regresión sea bajo en ambos casos.

El no disponer de valores de lámina medidos en los momentos de mayor humedad, por la imposibilidad de entrar a muestrear después de los riegos, pudo haber condicionado la calibración de los parámetros hidráulicos, especialmente la humedad a capacidad de campo y, por tanto, el coeficiente de drenaje. Sería conveniente calibrar los parámetros hidráulicos, no solo en base a las medidas de

humedad de cada capa de suelo, sino también teniendo en cuenta el drenaje, aunque éste no sea medido y sea estimado por balance de cloruro.

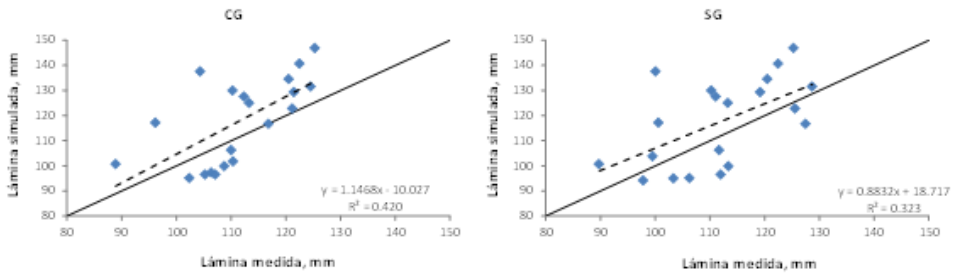


Figura 7.3.2. Lámina de agua medida y simulada con EU-Rotate_N en la zona con gallinaza (CG) y en la zona sin gallinaza (SG)

En general, los valores de drenaje de agua por debajo de 30 cm, fueron bien simulados por el modelo, tal y como se observa en la figura 7.3.3, en la que se representa para cada tratamiento los valores acumulados de drenaje obtenidos por balance de cloruro y simulados con el modelo. Este alcanzó valores en torno a los 600 mm al final del período, y fue ligeramente infraestimado en los tratamientos sin residuos, si bien las diferencias podrían deberse al propio método de cálculo del drenaje, ya que al regarse la parcela conjuntamente y no haber diferencias en los aportes, lo esperado era que el drenaje fuese similar en todos los tratamientos, como así simuló el modelo. En el único trabajo en el que se aportan una comparación del drenaje medido y estimado con EU-Rotate_N, las estimaciones del modelo fueron consideradas como aceptables (Soto *et al.*, 2014).

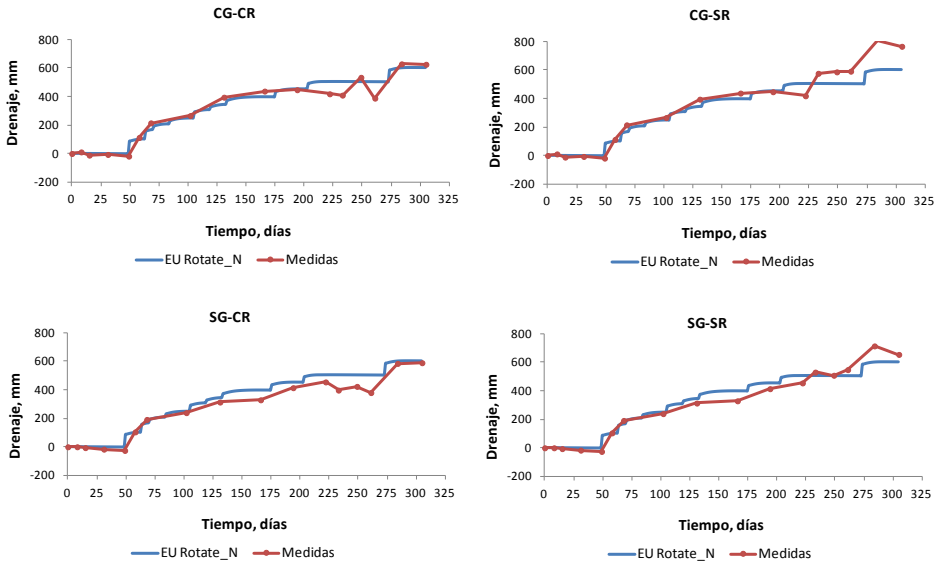


Figura 7.3.3. Drenaje acumulado simulado y medido a la profundidad de 30 cm para los cuatro tratamientos evaluados: con gallinaza y con restos de cosecha de coliflor (CG-CR), con gallinaza y sin restos (CG-SR), sin gallinaza y con restos (SG-CR) y, sin gallinaza y sin restos (SG-SR)

Dinámica del N_{min} en el perfil de suelo

En la figura 7.3.4 se muestran los valores simulados y medidos de nitrógeno mineral en el perfil de suelo, expresados en kg N ha^{-1} , para los tratamientos con gallinaza y sin gallinaza (CG y SG) y con incorporación de restos de cosecha y sin ellos (CR y SR). Se puede observar cómo la predicción del modelo fue bastante buena en el tratamiento con gallinaza (con y sin incorporación de restos de cosecha), tanto en el período de incorporación de la gallinaza, como durante el cultivo y después de éste. Ello se refleja en unas diferencias medias entre valores simulados y medidos para el conjunto de la simulación de $-9,6 \text{ kg N ha}^{-1}$ en el caso de CG-CR y de $-8,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ para CG-SR. El valor de RMSE fue de unos 45 kg N ha^{-1} , y el valor normalizado NRMSE de 0,29. El coeficiente de la regresión lineal entre los valores medidos y predichos por el modelo fue de 0,85 para el tratamiento CG-CR y 0,89 para el tratamiento CG-SR.

Sin embargo, el modelo infraestimó claramente el contenido de nitrógeno mineral durante el cultivo en el tratamientos sin gallinaza, con diferencias medias en este caso de unos 49 kg N ha⁻¹, valores de RMSE en torno a los 75 kg N ha⁻¹ y su valor normalizado (NRMSE) de 0,70. Los coeficientes de regresión fueron muy bajos (0,05 en el caso de SG-CR y 0,16 en de SG-SR). En este tratamiento SG el contenido de nitrógeno mineral tras el cultivo fue bastante bien simulado, tanto cuando se incorporaron los restos de cosecha como cuando éstos fueron retirados del suelo. Estos resultados indican la necesidad de una mejor calibración de los parámetros relacionados con la materia orgánica del suelo en estas condiciones. El hecho de que los contenidos de nitrógeno mineral sean más altos ya desde el inicio del cultivo, podría indicar la presencia en el suelo de otros componentes orgánicos que se estarían mineralizando (por ejemplo, los restos de cosecha del cultivo anterior) y que el modelo no estaría teniendo en cuenta. Soto *et al.* (2014), atribuyen la menor extracción de N en cultivo de tomate y la menor lixiviación de NO₃⁻ simuladas con EU-Rotate_N, a la no consideración como input del aporte de material orgánico (estiércol) realizado un año antes del comienzo del ensayo, y que estaría produciendo una mineralización que no se tuvo en cuenta.

El nitrógeno mineral se encuentra en el suelo mayoritariamente en forma nítrica, y el amonio aportado con la gallinaza y con el abonado a base de sulfato amónico o el procedente de la mineralización de los materiales orgánicos, se nitrifica rápidamente en las condiciones de humedad y temperatura que hay en el suelo durante la simulación (figura 7.3.5), no superando en la mayoría de los muestreos realizados los 10 kg N-NH₄⁺ ha⁻¹.

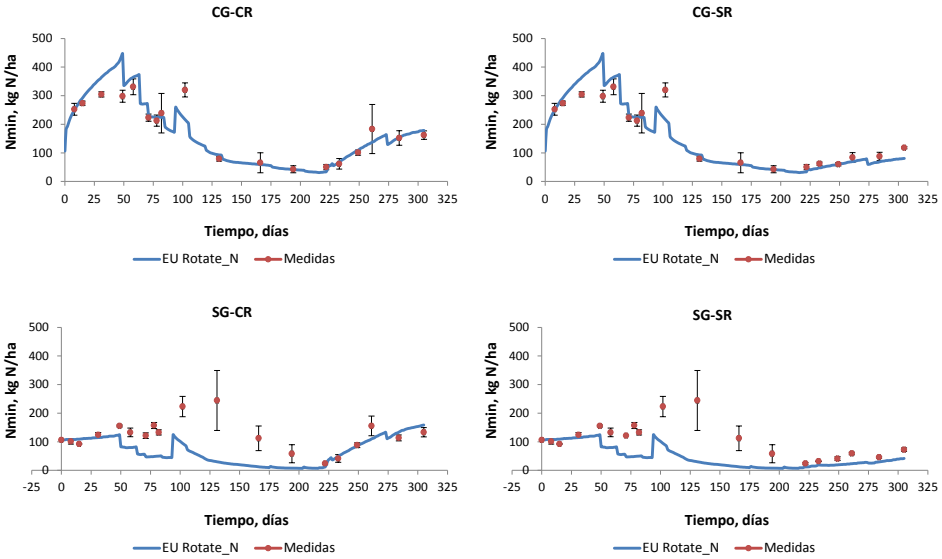


Figura 7.3.4. Contenido de nitrógeno mineral en el perfil de 0-45 cm obtenido con el modelo EU-Rotate_N (línea sólida) y medido (puntos) para el conjunto del período y los cuatro tratamientos evaluados

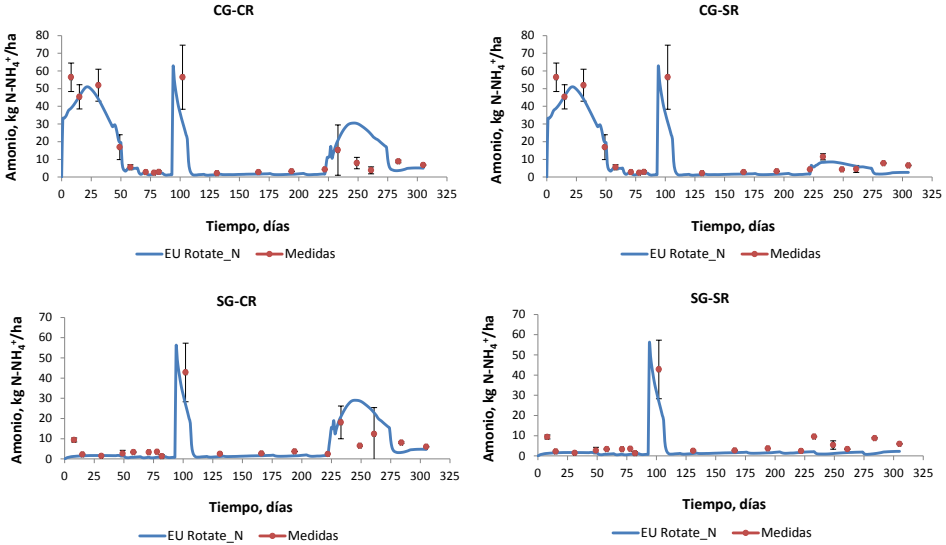


Figura 7.3.5. Contenido de amonio en el perfil de 0-45 cm obtenido con el modelo EU-Rotate_N (línea sólida) y medido (puntos) para el conjunto del período y los cuatro tratamientos evaluados

La lixiviación de nitrato por debajo de los primeros 30 cm de suelo fue infraestimada claramente por el modelo en los tratamientos SG-CR y SG-SR (figura 7.3.6). Las diferencias se producen principalmente entre los días 50-125 de la simulación, correspondiendo con el inicio y establecimiento del cultivo, y son debidas al menor contenido de nitrógeno en forma nítrica simulado por el modelo en este período, ya que el drenaje de agua estuvo bien simulado por EU-Rotate_N (figura 7.3.3). Las diferencias de lixiviación al final del período entre los valores simulados y los valores calculados con el drenaje y la concentración de nitrato en el agua del suelo fueron de unos 200 kg N ha⁻¹. Sin embargo, en los tratamientos con gallinaza se observa un muy buen ajuste entre la lixiviación medida y simulada, tanto en el caso CG-CR como en CG-SR.

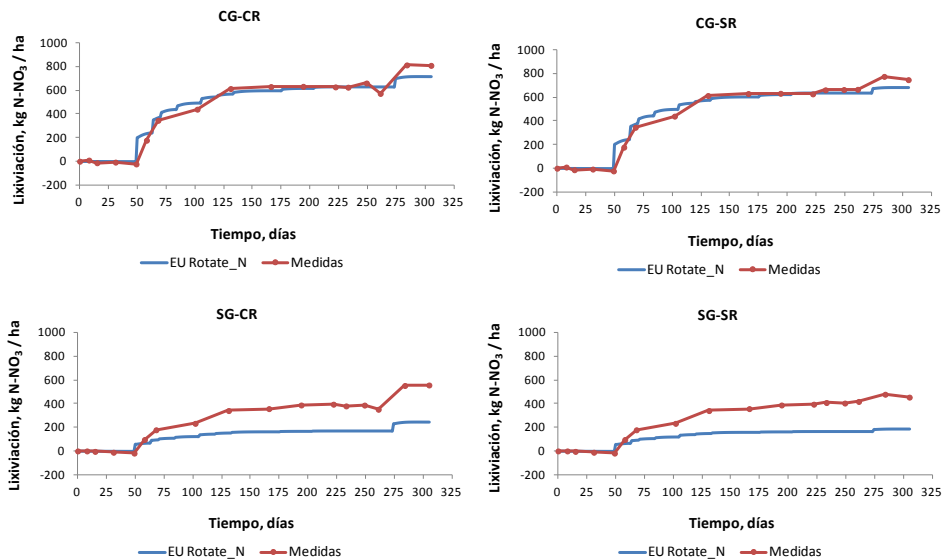


Figura 7.3.6. Lixiviación de nitrato a 30 cm obtenida con el modelo EU-Rotate_N (línea sólida) y medida (puntos) para el conjunto del período y los cuatro tratamientos evaluados. Valores acumulados

La mineralización neta obtenida con EU-Rotate_N para el conjunto del período simulado fue de 777 kg N ha⁻¹ en el tratamiento CG-CR y 657 kg N ha⁻¹ en el tratamiento CG-SR, cifras similares a las obtenidas con el balance de nitrógeno (figura 7.3.7). La dinámica del proceso de mineralización también fue bien simulada, y la mayor discrepancia entre los datos medidos y simulados se

produjo al inicio de la simulación, tras el aporte de gallinaza. En esos primeros 50 días de simulación, el modelo simula mayor mineralización que la obtenida con el balance de N, pero a partir del comienzo del cultivo de coliflor los valores simulados y medidos se hacen coincidentes. En los tratamientos sin aporte de gallinaza (figura 7.3.8), el modelo simuló una mineralización neta de 340 kg N ha⁻¹ en el tratamiento SG-CR y de 192 kg N ha⁻¹ en el tratamiento SG-SR, mientras que los valores estimados con el balance de N fueron de 620 y 475 kg N ha⁻¹, respectivamente. En estos dos casos, la mineralización obtenida por balance de nitrógeno fue muy superior a la simulada con el modelo, lo cual podría estar relacionado con el historial previo de aportes orgánicos de la parcela. El cultivo anterior fue cebolla, y es práctica habitual enterrar los restos de la parte aérea una vez cosechado el bulbo, pero si no se efectúa ninguna labor ni riego, la mineralización de estos restos es mínima. La mayor discrepancia entre los valores simulados y medidos se produce precisamente con el comienzo del cultivo de coliflor (a partir del día 50 de simulación y tras el laboreo y riego previo a la plantación). La no consideración de este aporte de material orgánico en el modelo EU-Rotate_N puede ser la razón de la infrestima de la mineralización. Soto *et al.* (2014), consideran como causa más probable de la baja lixiviación de nitrato simulada con el modelo, la infrestima de la mineralización por la no consideración de estiércol aportado un año antes del comienzo de la simulación.

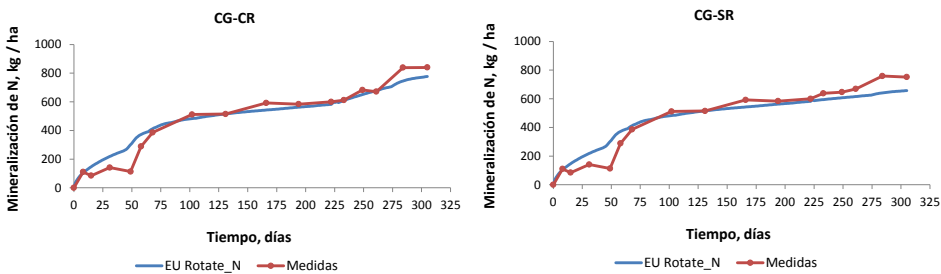


Figura 7.3.7. Mineralización de nitrógeno obtenida con el modelo EU-Rotate_N y medida para el conjunto del período en los tratamientos con gallinaza y con restos (CG-CR) y con gallinaza y sin restos (CG-SR). Los valores medidos representan el término del balance de N (mineralización-pérdidas gaseosas)

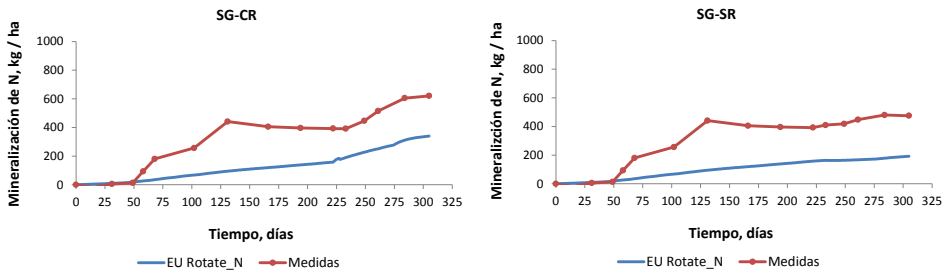


Figura 7.3.8. Mineralización de nitrógeno obtenida con el modelo EU-Rotate_N y medida para el conjunto del período en los tratamientos sin gallinaza y con restos (SG-CR) y sin gallinaza y sin restos (SG-SR). Los valores medidos representan el término del balance de N (mineralización-pérdidas gaseosas)

Las pérdidas gaseosas simuladas oscilaron entre los 55 kg N ha⁻¹ del tratamiento SG-SR y los 79 kg N ha⁻¹ del tratamiento CG-CR, y se produjeron mayoritariamente a partir del abonado realizado con sulfato amónico. Estas pérdidas representan una pequeña cantidad en el conjunto del balance de N, que sería conveniente tratar de disminuir dichas pérdidas a fin de mejorar la eficiencia en el uso del N.

Producción de materia seca y extracción de N por el cultivo

Fijando como producción potencial de materia seca de la coliflor el promedio de la obtenida en los ensayos de fertilización realizados en esta parcela, el modelo simula muy bien la producción de materia seca a lo largo del cultivo en el tratamiento en el que se aplicó gallinaza (CG) (figura 7.3.9), alcanzando una producción final de 10,4 t ha⁻¹ igual a la medida. Ello se traduce en una diferencia media de 0,31 t ha⁻¹ para el conjunto de medidas realizadas a lo largo del cultivo y un RMSE de 0,51 t ha⁻¹. En la zona no tratada con gallinaza (SG) (figura 7.3.9), el modelo simuló peor la producción de materia seca, alcanzando al final de la simulación una producción de 9,0 t ha⁻¹, frente a las 10,6 t ha⁻¹ medidas en este tratamiento. Ello se reflejó en peores estadísticos, con una diferencia media de 0,92 t ha⁻¹ y un RMSE de 1,18 t ha⁻¹.

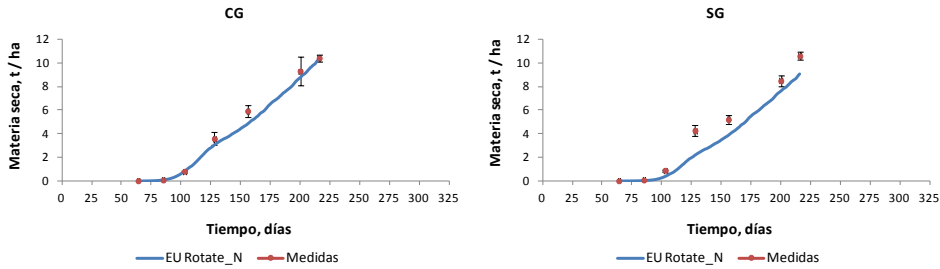


Figura 7.3.9. Evolución temporal de la producción de materia seca simulada con el modelo EU-Rotate_N (línea sólida) y medida (puntos) en los tratamientos con (CG) y sin gallinaza (SG). Las barras representan el error estándar de las medidas ($n=3$ ó 5 , según fecha de muestreo)

La evolución temporal de la extracción de N por el cultivo en ambos tratamientos se muestra en la figura 7.3.10. Al igual que ocurrió con la producción de materia seca, hubo un buen acuerdo entre la extracción de nitrógeno simulada y medida en el tratamiento con gallinaza (CG) a lo largo del cultivo, con una diferencia media de $8,7 \text{ kg N ha}^{-1}$ para el conjunto del período y un RMSE de $25,5 \text{ kg N ha}^{-1}$, siendo la mayor diferencia la producida en el muestreo de diciembre (día 156 de simulación). La extracción de N al final del cultivo simulada con el modelo fue de 371 kg N ha^{-1} , mientras que el valor medido en este tratamiento promedió 365 kg N ha^{-1} . Estos resultados muestran que la inclusión de los parámetros calibrados de la curva crítica de N fue adecuada, y señalan la necesidad de calibración de ciertos parámetros relacionados con el desarrollo del cultivo para ciertas condiciones mediterráneas (Olassolo, 2013; Soto *et al.*, 2014).

En el tratamiento sin gallinaza (SG) el modelo infraestimó la extracción de N a lo largo del cultivo, siendo más evidente al final del mismo, donde el modelo proporcionó una extracción final de 291 kg N ha^{-1} , mientras que la extracción medida promedió 352 kg N ha^{-1} . La diferencia media en este caso fue de $29,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ y el RMSE de $37,2 \text{ kg N ha}^{-1}$. Esta menor extracción de N parece ser la consecuencia de la menor producción simulada en este tratamiento, ya que ésta no es debida ni a estrés hídrico (al ser la ET simulada similar a la ET_0) ni a bajas temperaturas. La menor extracción encontrada en este tratamiento está relacionada con los bajos contenidos de N_{\min} en el suelo simulados al

comienzo del cultivo a mitad de septiembre (día 64 de simulación) (figura 7.3.4) y la incapacidad del modelo para simular, en la primeras etapas del cultivo, valores de N_{\min} en el suelo más altos. Como ya se ha comentado, ello está relacionado con una inadecuada calibración de algunos parámetros relacionados con la mineralización del suelo en este tratamiento sin gallinaza.

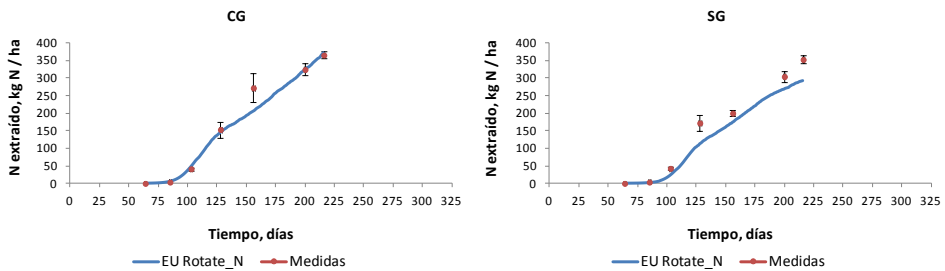


Figura 7.3.10. Evolución temporal de la extracción de nitrógeno por el cultivo simulada con el modelo EU-Rotate_N (línea sólida) y medida (puntos) en los tratamientos con (CG) y sin gallinaza (SG). Las barras representan el error estándar de las medidas ($n=3$ ó 5, según fecha de muestreo)

Teniendo en cuenta que uno de los términos más importantes en el balance de nitrógeno es la extracción de N por el cultivo, a la hora de utilizar cualquier modelo de simulación de cultivo es de suma importancia que el crecimiento del mismo sea bien simulado, porque eso es garantía de una adecuada simulación de la extracción de N y, por tanto, se reduce la incertidumbre de los demás componentes del balance simulados. En este sentido, Doltra y Muñoz (2010), señalan la ventaja de EU-Rotate_N de incorporar un módulo específico de crecimiento del cultivo y demanda de N basado en la curva crítica, que permite una extracción superior o inferior a los requerimientos de la planta en cada momento, en función de la demanda de la planta y de la disponibilidad de N en la zona radicular, no dependiendo directamente de la ET a diferencia de otros modelos con una extracción más pasiva.

Los aceptables resultados de producción obtenidos están en consonancia con los obtenidos por otros autores que utilizaron EU-Rotate_N. En cultivo de coliflor con fertirrigación, Doltra y Muñoz (2010), encontraron que el modelo infraestimó la producción comercial siendo las diferencias mayores conforme disminuía el N aplicado. Soto *et al.* (2014), encontraron muy buenas

simulaciones de materia seca en tomate de invernadero en los tratamientos de fertirrigación en los que el N no era limitante, sin embargo en los tratamientos en los que la extracción de N era mayor que el disponible, la producción de materia seca fue infraestimada en un 38%. En cultivo de pepino en invernadero y con diferentes manejos de agua y nitrógeno, Sun *et al.* (2012), también obtuvieron muy buenos ajustes en la regresión lineal entre la producción de materia seca medida y simulada, con un coeficiente de correlación de 0,999 y pendiente próxima a 1. Nendel *et al.* (2013), en rotaciones de cultivo en Italia y sin calibración previa, encontraron buenos ajustes en la producción de materia seca para col, lechuga y brócoli e hinojo, pero no en espinaca, y concluyen que las variables relacionadas con el cultivo fueron mejor simuladas que las relacionadas con el suelo.

7.4 CONCLUSIONES

El modelo EU-Rotate_N fue calibrado para el cultivo de coliflor en condiciones de clima mediterráneo considerando el aporte previo de un abono orgánico (gallinaza) y el posterior enterrado de los restos de cosecha. Las variables estudiadas fueron la producción de biomasa, los flujos de agua y nitrógeno por debajo de los primeros 30 cm de suelo y las relacionadas con la dinámica del agua y del nitrógeno en el suelo.

En estas condiciones el modelo simuló muy bien tanto la producción de materia seca como la extracción de N por el cultivo, el drenaje de agua, la lixiviación de NO_3^- , el contenido de nitrógeno al inicio del cultivo siguiente y la mineralización. Sin embargo, en el tratamiento en el que no se aplicó gallinaza, el modelo infraestimó la producción de materia seca, la cantidad de N extraída por el cultivo, la lixiviación de NO_3^- y la mineralización, pero proporcionó un buen ajuste del drenaje y del contenido de N mineral tras el enterrado de los restos de cosecha.

Los resultados obtenidos muestran la capacidad del modelo para ser utilizado como herramienta de apoyo a las recomendaciones de abonado, especialmente en el caso de aportes de abonos orgánicos realizados antes del cultivo, y donde el agricultor no dispone de información contrastada que le permita saber en el momento del inicio del cultivo el contenido de nitrógeno

mineral en el perfil de suelo, realizando la fertilización nitrogenada sin tener en cuenta dichos aportes. En el caso del enterrado de los restos del cultivo, el modelo también es útil para predecir el contenido de N mineral del suelo que queda disponible para el cultivo siguiente, permitiendo con ello una adecuada fertilización y un uso más eficiente del N. Para ello, es necesaria una calibración, de los parámetros de mineralización, más ajustada a las condiciones reales, considerando los aportes de restos de cosecha del cultivo anterior de la rotación. La coexistencia de materiales orgánicos de diferente naturaleza y con diferentes grados de descomposición, dificultan la calibración y reducen la capacidad predictiva del modelo.

El modelo una vez calibrado, podrá ser utilizado para estimar la lixiviación de nitrato, pérdidas gaseosas y contenido de nitrógeno mineral del suelo a 0-90 cm que es lo habitual, y de esta manera evaluar los diferentes tratamientos de N realizados en este cultivo y de los que se dispone de suficiente información, lo que permitirá optimizar las recomendaciones de abonado en la zona de L'Horta de Valencia.

Capítulo 8

**Relevancia científica y agronómica de los
resultados obtenidos**

Capítulo 8

8. RELEVANCIA CIENTÍFICA, AGRONÓMICA DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS

En este trabajo se hicieron ensayos en diferentes parcelas, con diferentes materiales (gallinaza y restos de cosecha de coliflor) y con distintas condiciones (controladas y constantes, como en las incubaciones y variables, como en los ensayos de campo). Así pues, conviene hacer una recapitulación de los principales resultados y establecer las conclusiones más relevantes a las que podemos llegar, tanto científicas como de aplicación a la práctica agronómica.

Aspectos científicos:

1. Las constantes de mineralización de N de la fracción lábil obtenidas a 25°C mediante ajuste de la cinética de primer orden, fueron para la gallinaza de 1,11-1,39 día⁻¹, para los restos de cosecha de la coliflor de 0,07-0,30 día⁻¹ y, para la materia orgánica del suelo 0,006-0,017 día⁻¹.
2. Las emisiones de CO₂ generadas por la aplicación de la gallinaza estuvieron entre 803-1833 kg CO₂ ha⁻¹ mes⁻¹, por la incorporación de los restos de cosecha de la coliflor entre 524-3154 kg CO₂ ha⁻¹ mes⁻¹ y, las debidas a la materia orgánica del suelo entre 1836-2224 kg ha⁻¹ mes⁻¹.
3. Con el modelo EU-Rotate_N durante los 10 meses considerados (desde la aplicación de la gallinaza hasta la mineralización de los restos de cosecha), se estimaron unas pérdidas gaseosas entre 50-80 kg N ha⁻¹, y una mineralización neta de 192, 340, 650, 770 kg N ha⁻¹, para los tratamientos sin gallinaza sin y con restos de cosecha, y con gallinaza sin y con restos de cosecha, respectivamente.

4. La determinación de la mineralización tanto de la gallinaza como de la materia orgánica del suelo por diferencia de contenido de N_{org} al inicio y final de la incubación mostró resultados muy altos y poco realistas. Por lo que se hace necesario mejorar el ajuste de sensibilidad de esta técnica para la determinación de la mineralización de N.

Dentro de los aspectos prácticos, los resultados obtenidos ofrecen información muy útil sobre el valor fertilizante de la gallinaza en la Huerta de Valencia, así como del aporte de nitrógeno (y carbono) por el enterrado de los restos de cosecha de coliflor y, de la mineralización de la propia materia orgánica del suelo durante el cultivo:

1. La aplicación de gallinaza al suelo aporta por cada tonelada unos 25 kg N de los cuales 3 kg están en forma directamente asimilable por las plantas. El resto del N, que está en forma orgánica, pasa a estar disponible para la planta con una rapidez que depende de las condiciones ambientales, siendo la humedad del suelo el factor más importante (aunque la temperatura también influye), y que puede ser manejado por el agricultor mediante el riego. En condiciones de incubación entre el 23-38% de la mineralización ocurre en los primeros 7 días, y en las condiciones de los ensayos de campo, el 18-32% del N_{org} se mineralizó en dos meses, esto equivale a 7-11 kg N por cada tonelada de gallinaza.
2. Los restos de cosecha de coliflor, son una fuente rica en nitrógeno, 180 kg N ha⁻¹ (en forma orgánica), de rápida mineralización bajo condiciones adecuadas de humedad y temperatura, de los cuales un 60% son aprovechables los primeros 28 días, cantidades que deben ser contempladas en un plan de fertilización. En condiciones controladas se mineralizó un 53% de este nitrógeno en los primeros 15 días de incubación, y en condiciones de campo se mineralizó entre 30-110 kg N ha⁻¹ en 70 días aproximadamente, dependiendo de la humedad del suelo.
3. En las condiciones de las parcelas experimentales empleadas, que podemos considerar relativamente típicas de la zona de l'Horta Nord de Valencia, el aporte de N al cultivo de coliflor por mineralización de la

materia orgánica del suelo es importante, el cual estuvo entre 140-148 kg N ha⁻¹ durante el período de cultivo (aproximadamente 150 días).

4. Es conveniente realizar una rápida incorporación de estos materiales y un adecuado manejo del riego, a fin de maximizar el aporte de nitrógeno que se puede realizar con el uso de este tipo de abonos orgánicos y evitar pérdidas que pueden ocasionar contaminación ambiental.

Esta información puede ser empleada en la programación de la fertilización nitrogenada de cualquier cultivo hortícola, en la que se deben incluir todas las fuentes de N al suelo, tal como se recomienda en el Código Valenciano de Buenas Prácticas Agrarias (DOCV. 2010a) y en otras publicaciones (Ramos y Pomares, 2011).

Capítulo 9

Conclusiones

Capítulo 9

9. CONCLUSIONES

En este trabajo se estudió, mediante ensayos de laboratorio en condiciones controladas y mediante ensayos de campo, la mineralización producida por el aporte de gallinaza y de los restos de cosecha en el cultivo de coliflor en diferentes parcelas de la zona de la huerta de Valencia, con el objetivo de conocer la importancia que estos aportes tienen en la dinámica del nitrógeno en el suelo y poder mejorar las recomendaciones de fertilización haciendo un uso más eficiente del nitrógeno. De los resultados obtenidos se derivan las siguientes conclusiones:

1. En condiciones controladas de temperatura en el rango 15-35°C, y humedad próxima a capacidad de campo, se mineralizó a los 180 días el 33-50%, lo que equivale a un aporte entre 7-11 kg N por tonelada de gallinaza aplicada. La mineralización se produjo principalmente en los primeros 7 días mineralizándose el 40% del nitrógeno orgánico aplicado en forma de gallinaza, que de no ser aprovechado por la planta puede ser una fuente de contaminación por nitrato.
2. En los ensayos realizados en campo, se mineralizó entre el 17-32% del nitrógeno orgánico de la gallinaza dos meses después de su aplicación.
3. El aumento de la temperatura incrementó las tasas de mineralización de la gallinaza. Este incremento fue del 50% al pasar de 15 a 25°C y del 33% al pasar de 25 a 35 °C.
4. La mineralización del carbono de la gallinaza en condiciones controladas se produjo principalmente en los primeros 15 días entre un 26-34% del carbono de la gallinaza. Las tasas de respiración en el suelo medidas *in situ*, fueron entre un 44-85% más altas en las zonas con aplicación de gallinaza. La mineralización estuvo entre un 16-20% del carbono aportado.

5. Durante el cultivo de la coliflor, desde la aplicación de la gallinaza hasta la incorporación de los restos de cosecha (9 meses), se produjo una mineralización de 470 kg N ha^{-1} .
6. La mineralización del suelo durante el cultivo de coliflor fue de 2-3% del nitrógeno orgánico, lo que equivale a un aporte de $140\text{-}200 \text{ kg N ha}^{-1}$.
7. La cantidad de N orgánico aportada al suelo con los restos de cosecha fue en promedio de 180 kg N ha^{-1} . El aporte de N mineral con los restos de cosecha fue despreciable.
8. A 25°C y humedad próxima a capacidad de campo, se mineralizó entre el 48-58% del nitrógeno de los restos de cosecha, principalmente en los primeros 30 días, lo que equivale, en promedio, a unos 100 kg N ha^{-1} .
9. En las condiciones de los ensayos de campo la mineralización de los restos de cosecha varió entre $30\text{-}110 \text{ kg N ha}^{-1}$, dependiendo de la humedad del suelo.
10. La mineralización del carbono de los restos de cosecha en condiciones de laboratorio se produjo en su mayor parte (80%) en los primeros 15 días. En condiciones de campo se mineralizó entre un 20-90% del carbono, dependiendo de las condiciones de humedad del suelo.
11. La gallinaza presentó una tasa de emisión de CO_2 entre $0,11\text{-}0,25 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, los restos de cosecha de la coliflor entre $0,10\text{-}0,44 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ lo que representa una emisión de $511\text{-}950 \text{ kg C ha}^{-1}$ y $467\text{-}2007 \text{ kg C ha}^{-1}$, respectivamente. La respiración por concepto de la planta de coliflor fue de $0,05 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, que equivale a 490 kg C ha^{-1} .
12. La mineralización estimada con el modelo EU-Rotate_N, por un periodo de 9 meses en la parcela Paterna II, fue en promedio de $650\text{-}770 \text{ kg ha}^{-1}$, con gallinaza y, con y sin restos de cosecha, respectivamente.
13. La mineralización de la materia orgánica del suelo sin aporte de gallinaza y sin incorporación de restos de cultivo fue de 192 kg N ha^{-1} . Esta cantidad fue estimada con el modelo EU-Rotate_N en una de las parcelas (Paterna II).

Capítulo 10

Bibliografía

Capítulo 10

10. BIBLIOGRAFÍA

- Abiven, S., Recous, S., Reyes, V., Oliver, R. 2005. Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. *Biology and Fertility of Soils* 42 (2), 119-128.
- Abou, J. R., Lagomarsino, A., De Angelis, P. 2011. Impacts of nitrogen fertilisation and coppicing on total and heterotrophic soil CO₂ efflux in a short rotation poplar plantation. *Plant and Soil* 339, 219-230.
- ADAS. 2006. Good agricultural practices for the reduction of nitrate leaching from the production of fruit and vegetables. Report to EC DG Environment.
- Addiscott, T. M. 2005. Nitrate, Agriculture and the Environment. CABI, USA. 279 p.
- Addiscott, T. M. 2006. Perspective is it nitrate that threatens life or the scare about nitrate. *Journal Science Food Agriculture* 86, 2005-2009.
- Agehara, S., Warncke, D. D. 2005. Soil moisture and temperature effects on nitrogen release from organic nitrogen sources. *Soil Science Society of America Journal* 69 (6), 1844-1855.
- Ajwa, H. A., Tabatabai, M. A. 1994. Decomposition of different organic materials in soils. *Biology and Fertility of Soils* 18 (3), 175-182.

- Akkal-Corfini, N., Morvan, T., Menasseri-Aubry, S., Bissuel-Bélaygue, C., Poulain, D., Orsini, F., Leterme, P. 2010. Nitrogen mineralization, plant uptake and nitrate leaching following the incorporation of (15N)-labeled cauliflower crop residues (*Brassica Oleracea*) into the soil: A 3-year lysimeter study. *Plant and Soil* 328 (3), 17-26.
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., Smith, M. 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Roma. pp. 300.
- Ambus, P., Jensen, E. S. 1997. Nitrogen mineralization and denitrification as influenced by crop residue particle size. *Plant and Soil* 197 (2), 261-270.
- Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J., Weissteiner, C. 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: Dynamics of mobilisation and availability-A review. *European Journal of Soil Biology* 39 (3), 107-116.
- Aulakh, M. S., Doran, J. W., Walters, D. T., Power J. F. 1991. Legume residue and soil water effects on denitrification in soils of different textures. *Soil Biology and Biochemistry* 23 (11), 1161-1167.
- Azeez, J. O., Van Averbek, W. 2010. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. *Bioresource Technology* 101 (14), 5645-5651.
- Azmal, A. K., Marumoto, T., Shindo, H., Nishiyama, M. 1996. Mineralization and microbial biomass formation in upland soil amended with some tropical plant residues at different temperatures. *Soil Science and Plant Nutrition* 42 (3), 463-473.
- Badr, O., Probert, S. D. 1993. Environmental impacts of atmospheric nitrous oxide. *Applied Energy* 44 (3), 197-231.
- Barkle, G. F., Stenger, R., Sparling, G. P., Painter, D. J. 2001. Immobilisation and mineralisation of carbon and nitrogen from dairy farm effluent during laboratory soil incubations. *Australian Journal of Soil Research* 39 (6), 1407-1417.

- Barral, M. T., Paradelo, R., Moldes, A. B., Domínguez, M., Díaz-Fierros, F. 2009. Utilization of MSW compost for organic matter conservation in agricultural soils of NW Spain. *Resources Conservation Recycle* 53, 529-534.
- Bateman, E. J., Baggs, E. M. 2005. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biology and Fertility of Soils* 41 (6), 379-388.
- Bavin, T. K., Griffis, T. J., Baker, J. M., Venterea, R. T. 2009. Impact of reduced tillage and cover cropping on the greenhouse gas budget of a maize/soybean rotation ecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134 (3), 234-242.
- Beauchamp, E. G., Paul, J. W. 1989. A simple model to predict manure N availability to crops in the field. Nitrogen in organic waste applied to soils. Boston: Harcourt Brace Jovanovich Publ. 140-149.
- Bell, M. L., McDermott, S. L., Samet, J. M., Dominici, F. 2004. Ozone and short-term mortality in 95 US urban communities, 1987-2000. *JAMA* 292 (19), 2372-2378.
- Bernal, M. P., Kirchmann, H. 1992. Carbon and nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fresh, aerobically and anaerobically treated pig manure during incubation with soil. *Biology and Fertility of Soils* 13 (3), 135-141.
- Bernal, M. P., Sánchez-Monedero, M. A., Paredes, C., Roig, A. 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69 (3), 175-189.
- Bhogal, A., Hatch, D. J., Shepherd M. A., Jarvis, S. C. 1999. Comparison of methodologies for field measurement of net nitrogen mineralisation in arable soils. *Plant and Soil* 207, 15-28.
- Binkley, D., Hart, S. C. 1989. The components of nitrogen availability assessments in forest soils. In *Advances in Soil Science*. Springer New York. pp. 57-112.

- Bitzer, C. C., Sims, J. T. 1988. Estimating the availability of nitrogen in poultry manure through laboratory and field studies. *Journal of Environmental Quality* 17 (1), 47-54.
- BOE. 1996. Boletín Oficial del Estado. Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.
- BOE. 1998. Boletín Oficial del Estado. Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos.
- BOE. 2011. Boletín Oficial del Estado. Ley 22/2011, de 28 de julio, de Residuos y Suelos Contaminados.
- BOE. 2012. Boletín Oficial del Estado. Real Decreto 1528/2012, de 8 de noviembre, por el que se establecen las normas aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano.
- BOE. 2013. Boletín Oficial del Estado. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.
- Bolan, N. S., Szogi, A. A., Chuasavathi, T., Seshadri, B., Rothrock, M. J., Panneerselvam, P. 2010. Uses and management of poultry litter. *World's Poultry Science Journal* 66 (4), 673-698.
- Boyle, M., Paul, E. A. 1989. Carbon and nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge. *Soil Science Society of America Journal* 53 (1), 99-103.
- Bonde, T. A., Rosswall, T. 1987. Seasonal variation of potentially mineralizable nitrogen in four cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 51 (6), 1508-1514.
- Bradley, R. L., Fyles, J. W. 1995. A kinetic parameter describing soil available carbon and its relationship to rate increase in C mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 27 (2), 167-172.
- Brady, N. C., Weil, R. R. 2008. *The nature and properties of soils*. Pearson International Edition. New Jersey. pp. 965.

- Broadbent, F. E., Nakashima, T. 1968. Plant uptake and residual value of six tagged nitrogen fertilizers. *Soil Science Society of America Journal* 32(3), 388-392.
- Broadbent, F. E. 1986. Empirical modeling of soil nitrogen mineralization. *Soil Science* 141 (3), 208-213.
- Cabrera, M. L., Chiang, S. C., Merka, W. C., Thompson, S. A., Pancorbo, O. C. 1993. Nitrogen transformations in surface-applied poultry litter: Effect of litter physical characteristics. *Soil Science Society of America Journal* 57, 1519-1525.
- Camargo, F. A., Gianello, C., Tedesco, M. J., Riboldi, J., Meurer, E. J., Bissani, C. A. 2002. Empirical models to predict soil nitrogen mineralization. *Ciencia Rural, Santa Maria* 32 (3), 393-399.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., Smith, V. H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8 (3), 559-568.
- Castellanos, J. Z., Pratt, P. F. 1981. Mineralization of manure nitrogen correlation with laboratory indexes. *Soil Science Society of America Journal* 45 (2), 354-357.
- Cathrine, S. J., Raghukumar, C. 2009. Anaerobic denitrification in fungi from the coastal marine sediments off Goa, India. *Mycological Research* 113, 100-109.
- Chambers, B. J., Lord, E. I., Nicholson, F. A., Smith, K. A. 1999. Predicting nitrogen availability and losses following application of organic manures to arable land: MANNER. *Soil Use and Management* 15 (3), 137-143.
- Chang, C., Cho, C. M., Janzen, H. H. 1998. Nitrous oxide emission from long-term manured soils. *Soil Science Society of America Journal* 62, 677-682.
- Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., Beaudoin, N. 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135, 268-278.

- Comisión Europea. 2010. Medio ambiente. La Directiva de nitratos de la UE.
- Corbet, A. S. 1934. Studies on tropical soil microbiology I. The evolution of carbon dioxide from the soil and the bacterial growth curve. *Soil Science* 37(2), 109-116.
- Cutcliffe, J. A., Munro, D. C. 1976. Effects of nitrogen, phosphorus and potassium on yield and maturity of cauliflower. *Canadian Journal Plant Science* 56, 127-131.
- David, M. B., Gentry, L. E. 2000. Anthropogenic inputs of nitrogen and phosphorus and Riverine Export for Illinois, USA. *Journal Environment Quality* 29, 494-508.
- Davidson, E. A., Janssens, I. A., Luo, Y. 2006. On the variability of respiration in terrestrial ecosystems: Moving beyond Q10. *Global Change Biology* 12 (2), 154-164.
- Decrem, M., Spiess, E., Richner, W., Herzog, F. 2007. Impact of Swiss agricultural policies on nitrate leaching from arable land. *Agronomy for Sustainable Development* 27, 243-253.
- Delgado J., Follett, R. F., Shaffer, M. J. 2000. Simulation of nitrate-nitrogen dynamics for cropping systems with different rooting depths. *Soil Science Society of America Journal* 64, 1050-1054.
- Delin, S. 2011. Fertilizer value of nitrogen in hen and broiler Manure after application to spring barley using different application timing. *Soil Use and Management* 27 (4), 415-426.
- De Neve, S., Pannier, J., Hofman, G. 1994. Fractionation of vegetable crop residues in relation to in situ N mineralization. *European Journal Agronomy* 3 (4), 267-272.
- De Neve, S., Hofman, G. 1996. Modelling N mineralization of vegetable crop residues during laboratory incubations. *Soil Biology and Biochemistry* 28 (10-11), 1451-1457.

- De Neve, S., Pannier, J., Hofman, G. 1996. Temperature effects on C- and N-mineralization from vegetable crop residues. *Plant and Soil* 181 (1), 25-30.
- De Neve, S., Hofman, G. 1998. N Mineralization and nitrate leaching from vegetable crop residues under field conditions: A model evaluation. *Soil Biology and Biochemistry* 30 (14), 2067-2075.
- De Neve, S., Sáez, S. G., Daguiar, B. C., Sleutel, S., Hofman, G. 2004. Manipulating N mineralization from high N crop residues using on- and off-farm organic materials. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 127-134.
- De Paz, J. M., Ramos, C. 2004. Simulation of nitrate leaching for different nitrogen fertilization rates in a region of Valencia (Spain) using a GIS-GLEAMS system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 59-73.
- Diaz-Fierros, F., Villar, M. C., Gil, F., Carballas, M., Leiros, M. C., Carballas, T., Cabaneiro, A. 1988. Effect of cattle slurry fractions on nitrogen mineralization in soil. *The Journal of Agricultural Science* 110 (3), 491-497.
- Ding, W., Meng, L., Zu-Cong, C., Feng-Xiang, H. 2007. Effects of long-term amendment of organic manure and nitrogen fertilizer on nitrous oxide emission in a sandy loam soil. *Journal of Environmental Sciences (China)* 19 (2), 185-193.
- DOCE. 1991. Diario Oficial de la Comunidad Europea. 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.
- DOCE. 2000. Diario Oficial de la Comunidad Europea. Directiva 2000/60/CEE 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.
- DOCV. 2000a. Diario Oficial de la Comunitat Valenciana. Orden de 29 de marzo de 2000, de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, por la que se aprueba el Código Valenciano de Buenas Prácticas Agrarias.

- DOCV. 2000b. Diario Oficial de la Comunitat Valenciana. Ley 10/2000, de 12 de diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana.
- DOCV. 2003. Diario Oficial de la Comunitat Valenciana. Orden de 3 de junio de 2003, de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, por la que se establece el Programa de Actuación sobre las Zonas Vulnerables designadas en la Comunitat Valenciana.
- DOCV. 2008. Diario Oficial de la Comunitat Valenciana. Orden de 12 de diciembre de 2008, de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, por la que se establece el Programa de Actuación sobre las Zonas Vulnerables designadas en la Comunitat Valenciana.
- DOCV. 2009. Diario Oficial de la Comunitat Valenciana. Decreto 218/2009, de 4 de diciembre, por el que se designan, en el ámbito de la Comunidad Valenciana, determinados municipios como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias.
- DOCV. 2010a. Diario Oficial de la Comunitat Valenciana. Orden 7/2010, de 10 de febrero, de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, por la que se aprueba el Código Valenciano de Buenas Prácticas Agrarias.
- DOCV. 2010b. Diario Oficial de la Comunitat Valenciana. Orden 10/2010, de 24 de febrero, de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, por la que se modifica la Orden de 12 de diciembre de 2008, de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, por la que se establece el Programa de Actuación sobre las Zonas Vulnerables Designadas en la Comunitat Valenciana.
- DOCV. 2013. Diario Oficial de la Comunitat Valenciana. Decreto 81/2013, de 21 de junio, del Consell, de aprobación definitiva del Plan Integral de Residuos de la Comunitat Valenciana (PIRCV).
- Doerge, T. A., Roth, R. L., Gardner, B. R. 1991. Nitrogen fertilizer management in Arizona. College of Agriculture. University of Arizona.
- DOGV. 2000. Diario Oficial de la Generalitat Valenciana. Decreto 13/2000, de 25 de enero, por el que se designan, en el ámbito de la Comunidad

Valenciana, determinados municipios como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias.

DOGV. 2004. Diario Oficial de la Generalitat Valenciana. Decreto 11/2004, de 30 de enero, por el que se designan, en el ámbito de la Comunidad Valenciana, determinados municipios como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias.

Doltra, J., Muñoz, P. 2010. Simulation of nitrogen leaching from a fertigated crop rotation in a Mediterranean climate using the EU-Rotate_N and Hydrus-2D models. *Agricultural Water Management* 97, 277-285.

Dou, Z., Toth, J. D., Jabro, J. D., Fox, R. H., Fritton, D. D. 1996. Soil nitrogen mineralization during laboratory incubation: Dynamics and model fitting. *Soil Biology and Biochemistry* 28 (415), 625-632.

DOUE. 2003. Diario Oficial de la Unión Europea. Reglamento (CE) 2003/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 13 de octubre de 2003 relativo a los abonos.

DOUE. 2008. Diario Oficial de la Unión Europea. Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas.

DOUE. 2009. Diario Oficial de la Unión Europea. Reglamento (CE) 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano y por el que se deroga el Reglamento (CE) 1774/2002 (Reglamento sobre subproductos animales).

DOUE. 2011a. Diario Oficial de la Unión Europea. Reglamento (UE) 142/2011 de la Comisión, de 25 de febrero de 2011, por el que se establecen las disposiciones de aplicación del Reglamento (CE) 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano, y la Directiva 97/78/CE del Consejo en cuanto a determinadas muestras y unidades exentas de los controles veterinarios en la frontera en virtud de la misma.

- DOUE. 2011b. Diario Oficial de la Unión Europea. Reglamento (UE) 1258/2011 de la Comisión, de 2 de diciembre de 2011, que modifica el Reglamento (CE) 1881/2006 por lo que respecta al contenido máximo de nitratos en los productos alimenticios.
- DOUE. 2014. Diario Oficial de la Unión Europea. Directiva 2014/80/UE de la Comisión, de 20 de junio de 2014, que modifica el anexo II de la Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.
- Driscoll, C. T., Lawrence, G. B., Bulger, A. J., Butler, T. J., Cronan, C. S., Eagar, C., Lambert, K. F., Likens, G. E., Stoddard, J. L., Weathers, K. C. 2001. Acidic deposition in the northeastern United States: Sources and inputs, ecosystems effects, and management strategies. *Bioscience* 51 (3), 180-198.
- Ebi, K. L., McGregor, G. 2008. Climate change, tropospheric ozone and particulate matter, and health impacts. *Environmental Health Perspectives* 116 (11), 1449-1455.
- Eghball, B., Power, J. F. 1999. Composted and noncomposted manure application to conventional and no-tillage systems: Corn yield and nitrogen uptake. *Agronomy Journal* 91 (5), 819-825.
- Eichner, M. J. 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. *Journal of Environment Quality* 19 (2), 272-280.
- EEA. 2003. European Environment Agency. Environmental assessment report No 10. Europe's environment: The third assessment. pp. 344.
- EEA. 2007. European Environment Agency. Climate change. Europe's environment: The fourth assessment. pp. 30.
- Everaarts, A. P., De Moel, C. P. 1995. The effect of nitrogen and the method of application on the yield of cauliflower. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 43, 409-418.

- Everaarts, A. P., De Moel, C. P., Van Noordwijk, M. 1996. The effect of nitrogen and the method on nitrogen uptake of cauliflower and on nitrogen in crop residues and soil at harvest. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 44, 43-55.
- Everaarts, A. P. 2000. Nitrogen balance during growth of cauliflower. *Scientia Horticulturae* 83, 173-186.
- Eno, C. F. 1960. Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Science Society of America Journal* 24 (4), 277-279.
- Fink, M., Feller, C., Scharpf, H. C., Weier, U., Maync, A., Ziegler, J., Paschold, P. J., Strohmeyer, K. 1999. Nitrogen, phosphorus, potassium and magnesium contents of field vegetables-recent data for fertiliser recommendations and nutrient balances. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 162 (1), 71-73.
- Fink, M. 2005. Recommendations for nitrogen fertilisation of vegetable crops in Germany. En: *I Jornadas Del Grupo de Fertilización de la SECH*. Ramos C. *et al.* (Eds.). SECH Actas 44, 18-24.
- Follett, J. R., Follett, R. F. 2008. Relationship of environmental nitrogen metabolism to human health. *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management*, 71-104.
- Fox, R. H., Myers, R. J., Vallis, I. 1990. The nitrogen mineralization rate of legume residues in soil as influenced by their polyphenol, lignin, and nitrogen contents. *Plant and Soil*, 129 (2) 251-259.
- Fornara, D. A., Tilman, D., Hobbie, S. E. 2009. Linkages between plant functional composition, fine root processes and potential soil N mineralization rates. *Journal of Ecology* 97 (1), 48-56.
- Gale, P. M., Gilmour, J. T. 1986. Carbon and nitrogen mineralization kinetics for poultry litter. *Journal of Environment Quality* 15, 423-426.
- Generalitat Valenciana. 2014. Conselleria de Economía, Industria, Turismo y Empleo. Datos básicos de la Comunitat Valenciana. pp. 8.

- Gilliam, J. W. 1971. Rapid measurement of chlorine in plant materials. *Soil Science Society of America Journal* 35 (3), 512-513.
- Gold, A. J., DeRagon, W. R., Sullivan, W. M., Lemunyon, J. L. 1990. Nitrate-nitrogen losses to groundware from rural and suburban land uses. *Journal of Soil and Water Conservation* 45 (2), 305-310.
- Goovaerts, P., Chiang, C. N. 1993. Temporal persistence of spatial patterns for mineralizable nitrogen and selected soil properties. *Soil Science Society of America Journal* 57 (2), 372-381.
- Gordillo, R. M., Cabrera, M. L. 1997. Mineralizable nitrogen in broiler litter: II. Effect of selected soil characteristics. *Journal of Environmental Quality* 26 (6), 1679-1686.
- Granados, M. R., Thompson, R. B., Fernández, M. D., Martínez-Gaitán, C., Gallardo, M. 2013. Prescriptive–corrective nitrogen and irrigation management of fertigated and drip-irrigated vegetable crops using modeling and monitoring approaches. *Agricultural Water Management* 119, 121-134.
- Greenwood, D. J., Karpinets, T. V., Stone, D. A. 2001. Dynamic model for the effects of soil P and fertilizer P on crop growth, P uptake and soil P in arable cropping: Model description. *Annals of Botany* 88, 279-291.
- Guillard, K., Kopp, K. L. 2004. Nitrogen fertilizer form and associated nitrate leaching from cool-season lawn turf. *Transport Journal of Environmental Quality* 33 (5), 1822-1827.
- Guo, R., Nendel, C., Rahn, C., Jiang, C., Chen, Q. 2010. Tracking nitrogen losses in a greenhouse crop rotation experiment in North China using the EU-Rotate_N simulation model. *Environmental Pollution* 158 (6), 2218-2229.
- Gutzler, C., Helming, K., Balla, D., Dannowski, R., Deumlich, D., Glemnitz, M., Knierim, A., Mirschel, W., Nendel, C., Paul, C., Sieber, S., Stachow, U., Starick, A., Wieland, R., Wurbs, A., Zander, P. 2015. Agricultural land use changes a scenario-based sustainability impact assessment for Brandenburg, Germany. *Ecological Indicators* 48, 505-517.

- Hachicha, S., Chtourou, M., Medhioub, K., Ammar, E. 2006. Compost of poultry manure and olive mill wastes as an alternative fertilizer. *Agronomy for Sustainable Development* 26 (2), 135-142.
- Hadas, A., Bar-Yosef, B., Davidov, S., Sofer, M. 1983. Effect of pelleting, temperature, and soil type on mineral nitrogen release from poultry and dairy manures. *Soil Science Society of America Journal* 47 (589), 1129-1133.
- Hadas, A., Portnoy, R. 1994. Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manures incubated in soil. *Journal of Environmental Quality* 23 (6), 1184-1189.
- Hansen S., Jensen, H. E., Nielsen, N. E., Svendsen, H. 1990. Daisy-a soil plant atmosphere system model. NPO Research from the National Agency of Environmental Protection No. A 10. pp. 272.
- Hanson, P. J., Edwards, N. T., Garten, C. T., Andrews, J. A. 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48 (1), 115-146.
- Harmsen, G. W., Kolengrand, G. J. 1965. Soil Inorganic Nitrogen. En: *Soil Nitrogen*. Bartholomew, W. V., Clark, F. E (Eds). American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA.
- Hart, P. B., Goh, K. M., Ludecke, T. E. 1979. Nitrogen mineralisation in fallow and wheat soils under field and laboratory conditions. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 22, 115-125.
- Hatch, D. J., Jarvis, S. C., Philipps, L. 1990. Field measurement of nitrogen mineralization using soil core incubation and acetylene inhibition of nitrification. *Plant and Soil* 124 (1), 97-107.
- Hatch, D. J., Bhogal, A., Lovell, R. D., Shepherd, M. A., Jarvis, S. C. 2000. Comparison of different methodologies for field measurement of net nitrogen mineralization in pasture soils under different soil conditions. *Biology and Fertility of Soils* 32 (4), 287-293.

- Herman, D. J., Johnson, K. K., Jaeger, C. H., Schwartz, E., Firestone, M. K. 2006. Root influence on nitrogen mineralization and nitrification in rhizosphere soil. *Soil Science Society of America Journal* 70 (5), 1504-1511.
- Houlès, V. 2004. Mise au point d'un outil de modulation intraparcellaire de la fertilisation azotée du blé d'hiver basé sur la télédétection et un modèle de culture. Saint-Mandé (France). Université de Marne la Vallée.
- Houghton, R. A., Hobbie, J. E., Melillo, J. M., Moore, B., Peterson, B. J., Shaver, G. R., Woodwell, G. M. 1983. Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: A net release of CO₂ to the atmosphere. *Ecological Monographs* 53 (3), 235-262.
- Hunter, H., Comly, M. D. 1945. Cyanosis in infants caused by nitrates in well water. *JAMA* 129 (2), 112-116.
- IPCC. 2007. Cambio climático. Informe de síntesis.
- IPCC. 2013. Cambio climático. Resumen de responsabilidades políticas.
- IPCC. 2014. Cambio climático. Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resumen para responsabilidades políticas.
- IGBP. 1998. The international geosphere-biosphere programme. Terrestrial carbon working group. *Terrestrial Carbon Cycle: Implications for the Kyoto Protocol*. *Science* 280, 1392-1393.
- IVE. 2013. Instituto Valenciano de Estadística. Fichas Municipales
- Jansson, S. L., Persson, J. 1982. Mineralization and immobilization of soil nitrogen. *Nitrogen in Agricultural Soils*, 229-252.
- Janzen, H. H., Kucey, M. N. 1988. C, N, and S mineralization of crop residues as influenced by crop species and nutrient regime. *Plant and Soil* 106, 35-41.
- Janzen, H. H., McGinn, S. M. 1991. Volatile loss of nitrogen during decomposition of legume green manure. *Soil Biology and Biochemistry* 23 (3), 291-297.

- Jensen, L. S., McQueen, D. J., Shepherd, T. G. 1996. Effects of soil compaction on N-mineralization and microbial-C and -N. I. Field measurements. *Soil and Tillage Research* 38 (3-4), 175-188.
- Jones, C. A. 1984. Estimation of an active fraction of soil nitrogen. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 15 (1), 23-32.
- Jones, J. B. 1991. Kjeldahl method for nitrogen determination. *Kjeldahl Method for Nitrogen Determination*. pp. 79.
- Juma, N. G., Paul, E. A., Mary, B. 1984. Kinetic analysis of net nitrogen mineralization in soil. *Soil Science Society of America Journal* 48 (4), 753-757.
- Kaiser, E. A., Kohrs, K., Kücke, M., Schnug, E., Munch, J. C., Heinemeyer, O. 1998. Nitrous oxide release from arable soil: Importance of perennial forage crops. *Biology and Fertility of Soils* 28 (1), 36-43.
- Kenney, D. R., Hatfield, J. L. 2008. The nitrogen cycle, historical perspective, current and potential future concerns. En: Hatfield, J. L., Follet, R. F. (Eds.). *Nitrogen in the Environment, Sources, Problems and Management*. Boston. pp. 18.
- Khalil, M. I., Hossain, M. B., Schmidhalter, U. 2005. Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials. *Soil Biology and Biochemistry* 37 (8), 1507-1518.
- Kolberg, R. L., Rouppet, B., Westfall, D. G., Peterson, G. A. 1997. Evaluation of an in situ net soil nitrogen mineralization method in dryland agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 61 (3), 504-508.
- Kpombrekou-A, K., Genus, A. 2012. Nitrogen transformations in broiler litter-amended soils. *International Journal of Agronomy* 2012, 1-12.
- Kroeze, C., Mosier, A., Bouwman, L. 1999. Closing the global N₂O budget : A retrospective analysis 1500-1994. *Global Biogeochemical Cycles* 13 (1), 1-8.
- Lal, R. 2004. Soil Carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304 (5677), 1623-1627.

- Lambers, H., Atkin, O. K., Millenaar, F. F. 2000. Respiratory patterns in roots in relation to their functioning. En Waisel, Y., Eshel, A., Kafkaki, K. (Eds.), *Plant Roots*. New York: Marcel Dekker, Inc. pp. 58.
- Laughlin, R. J., Stevens, R. J. 2002. Evidence for fungal dominance of denitrification and codenitrification in a grassland soil. *Soil Science Society of America Journal* 66 (5), 1540-1548.
- Leirós, M. C., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S., Gil-Sotres, F. 1999. Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 327-335.
- Leskovar, D. I., Agehara, S., Yoo, K., Pascual-Seva, N. 2012. Crop coefficient-based deficit irrigation and planting density for onion: Growth, yield, and bulb quality. *HortScience* 47 (1), 31-37.
- Li, H., Han, Y., Zuccong, C. 2003. Nitrogen mineralization in paddy soils of the Taihu region of China under anaerobic conditions: Dynamics and model fitting. *Geoderma* 115 (3-4), 161-175.
- Li, H., Han, Y., Roelche, M., Cai, Z. 2008. Net nitrogen mineralization in tropical paddy soils of the Taihu region of China under aerobic conditions: dynamics and model fitting. *Canadian Journal of Soil Science* 88, 719-731.
- Lidón, A., Ramos, C., Rodrigo, A. 1999. Comparison of drainage estimation methods in irrigated citrus orchards. *Irrigation Science* 19, 25-36.
- Lin, J. H., Li, H. X., Hu, F., Zhao, H. Y. 2005. Effects of rewetting on soil biota structure and nitrogen mineralization, nitrification in air-dried red soil. *Acta Pedologica Sinica* 41, 924-930.
- Linn, D. M., Doran, J. W. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils 1. *Soil Science Society of America Journal* 48 (6), 1267.
- Luo, Y., Zhou, X. 2006. *Soil Respiration and the Environment*. Elsevier UK. pp. 307.

- MacDonald, N. W., Zak, D. R., Pregitzer, K. S. 1995. Temperature effects on kinetics of microbial respiration and net nitrogen and sulfur mineralization. *Soil Science Society of America Journal* 59 (1), 233-240.
- Macduff, J. H., White, R. E. 1985. Net mineralization and nitrification rates in a clay soil measured and predicted in permanent grassland from soil temperature and moisture content. *Plant and Soil* 86 (2), 151-172.
- MAGRAMA. 2009. Ministerios de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Registro de zonas protegidas. pp. 149.
- MAGRAMA. 2012a. Ministerios de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Diagnóstico de la situación de las aguas superficiales y subterráneas. pp. 188.
- MAGRAMA. 2012b. Ministerios de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Producción y consumos sostenibles y residuos agrarios. pp. 92.
- MAGRAMA. 2013. Ministerios de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Perfil Ambiental de España 2012.
- MAGRAMA. 2015. Ministerios de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Avance Anuario de Estadística de 2014. pp. 887.
- MAGRAMA. IDE. Ministerios de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Catálogo de megadatos.
- Mahmoudjafari, M., Kluitenberg, G. J., Halvin, J. L., Sisson, J. B., Schwab, A. P. 1997. Spatial variability of nitrogen mineralization at the field scale. *Soil Science Society of America Journal* 61, 1214-1221.
- Marstorp, H. 1996. Influence of soluble carbohydrates, free amino acids, and protein content on the decomposition of lolium multiflorum shoots. *Biology and Fertility of Soils* 21 (4), 257-263.
- Martín, J. V., De Imperial, R. M., Calvo, R., Garcia, M. C., Leon-Cófreces, C., Delgado, M. M. 2012. Carbon mineralisation kinetics of poultry manure in two soils. *Soil Research* 50 (3), 222-228.

- McGill, W. B., Cole, C. V. 1981. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. *Geoderma* 26 (4), 267-286.
- McKenney, D. J., Wang, S., Drury, C. F., Findlay, W. I. 1993. Denitrification and mineralization in soil amended with legume, grass, and corn residues. *Soil Science Society of America Journal* 57 (4), 1013-1020.
- Miyittah, M., Inubushi, K. 2003. Decomposition and CO₂-C evolution of Okara, sewage sludge, cow and poultry manure composts in soils. *Soil Science and Plant Nutrition* 49 (1), 61-68.
- Molina, J. A., Clapp, C. E., Larson, W. E. 1980. Potentially mineralizable nitrogen in soil: The simple exponential model does not apply for the first 12 weeks of incubation. *Soil Science Society of America Journal* 44 (2), 442-443.
- Morari, F., Lugato, E., Berti, A., Giardini, L. 2006. Long-term effects of recommended management practices on soil carbon changes and sequestration in north-eastern Italy. *Soil Use and Management* 22 (1), 71-81.
- Motavalli, P. P., Kelling, K. A., Converse, J. C. 1989. First-year nutrient availability from injected dairy manure. *Journal of Environmental Quality* 18 (2), 180-185.
- Muñoz, G. R., Kelling, K. A., Powell, J. M., Speth, P. E. 2004. Comparison of estimates of first-year dairy manure nitrogen availability or recovery using nitrogen-15 and other techniques. *Journal of Environmental Quality* 33 (2), 719-727.
- Muñoz, G. R., Kelling, K. A., Rylant, K. E., Zhu, J. 2008. Field evaluation of nitrogen availability from fresh and composted manure. *Journal of Environment Quality* 37 (3), 944.
- Murwira, H. K., Kirchmann, H., Swift, M. J. 1990. The effect of moisture on the decomposition rate of cattle manure. *Plant and Soil* 122 (2), 197-199.

- Nendel, C. 2009. Evaluation of best management practices for N fertilisation in regional field vegetable production with a small-scale simulation model. *European Journal of Agronomy* 30 (2), 110-118.
- Nendel, C., Venezia, A., Piro, F., Ren, T., Lillywhite, R. D., Rahn, C. R. 2013. The performance of the EU-Rotate_N model in predicting the growth and nitrogen uptake of rotations of field vegetable crops in a Mediterranean environment. *The Journal of Agricultural Science* 151 (4), 538-555.
- Newman, E. I., Fitter, A. H., Atkinson, D., Read, D. J., Usher, M. B. 1985. The rhizosphere: Carbon sources and microbial populations. *Ecological interactions in soil: Plants, Microbes and Animals*. pp. 107-121.
- NRCS. 2004. Estimation of direct runoff from storm rainfall. In: *National Engineering Handbook*, part 630-Hydrology, USDA.
- Nicolardot, B., Fauvet, G., Cheneby, D. 1994. Carbon and nitrogen cycling through soil microbial biomass at Various Temperatures. *Soil Biology and Biochemistry* 26 (2), 253-261.
- Oglesby, K. A., Fownes, J. H. 1992. Effects of chemical composition on nitrogen mineralization from green manures of seven tropical leguminous trees. *Plant and Soil* 143 (1), 127-132.
- Olasolo, L., Vazquez, N., Suso, M. L., Pardo, A. 2009. Preliminary evaluation of the crop model EU-Rotate_N in a pea-green bean rotation. *Proceedings of the 16th Nitrogen Workshop*. Turin, pp. 547-548.
- Olasolo, L., Vazquez, N., Suso, M. L., Pardo, A. 2011. Evaluación del modelo EU-Rotate_N en un cultivo de patata. *Actas de Horticultura* 61, 52-58.
- Olasolo, L. 2013. Ajuste, validación y aplicación del modelo EU-Rotate_N en una zona vulnerable a la contaminación por nitratos. Optimización de la fertilización nitrogenada. Tesis Doctoral. Universidad de La Rioja.
- Ortega, B., Mardonez, R. 2005. Variabilidad espacial de la mineralización de nitrógeno en un suelo volcánico de la provincia de Ñuble, VIII Región, Chile. *Agricultura Técnica* 65, 221-231.

- Parkin, T. B., Kaspar, T. C., Senwo, Z., Prueger, J. H., Hatfield, J. L. 2005. Relationship of soil respiration to crop and landscape in the Walnut Creek watershed. *Journal of Hydrometeorology* 6 (6), 812-824.
- Pascual-Seva, N., San Bautista, A., López-Galarza, S., Maroto, J. V., Pascual, B. 2013. Furrow-irrigated chufa crops in Valencia (Spain). I: Productive response to two irrigation strategies. *Spanish Journal of Agricultural Research* 11 (1), 258-267.
- Peña-Fleitas, M. T., Gallardo, M., Thompson, R. B., Farneselli, M., Padilla, F. M. 2015. Assessing crop N status of fertigated vegetable crops using plant and soil monitoring techniques. *Annals of Applied Biology* 167 (3), 387-405.
- Peralta, J. M., Stöckle, C. O. 2002. Dynamics of nitrate leaching under irrigated potato rotation in Washington state: A long-term simulation study. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, 23-34.
- Pennanen, T., Fritze, H., Vanhala, P., Kiikkilä, O. 1998. Structure of a microbial community in soil after prolonged addition of low levels of simulated acid rain. *Applied and Environmental Microbiology* 64 (6), 2173-2180.
- Pomares, F. 2007a. La fertilización y la fertirrigación, programas de nutrición, influencia sobre la programación. *Actas de Horticultura* 50, 133-143.
- Pomares, F. 2007b. El riego y la fertirrigación de la coliflor y el brócoli. En: El cultivo de la coliflor y el brócoli, Maroto, J. V., Pomares, F., Baixauli, C. (Eds.). Fundación Ruralcaja. Ediciones Mundi-Prensa. Valencia. pp. 404.
- Qiao, Y., Miao, S., Han, X., Xing, B. 2009. Root and microbial contributions to soil respiration during a soybean growing season. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 40 (9-10), 1658-1673.
- Rahn, C. R., Vaidyanathan, L. V., Paterson, C. D. 1992. Nitrogen residues from brassica crops. *Aspects of Applied Biology* 30, 263-270.
- Rahn, C., Zhang, K., Lillywhite, R., Ramos, C., Doltra, J., De Paz, J. M., Riley, H., Fink, M., Nendel, C., Thorup Kristensen, K., Pedersen, A., Piro, F., Venecia, A., Firth, C., Schmutz, U., Rayns, F., Strohmeyer, K. 2010. EU-

- Rotate_N a European decision support system to predict environmental and economic consequences of the management of nitrogen fertiliser in crop rotations. *European Journal Horticulture Science* 75, 20-32.
- Raich, J. W., Potter, C. S. 1995. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biogeochemical Cycles*.
- Raich, J. W., Tufekciogul, A. 2000. Vegetation and soil respiration: Correlations and controls. *Biogeochemistry* 48 (1), 71-90.
- Raison, R. J., Connell, M. J., Khanna, P. K. 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ. *Soil Biology and Biochemistry* 19 (5), 521-30.
- Ramos, C., Agut, A., Lidón, A. 2002. Nitrate leaching in important crops of the Valencian Community region (Spain). *Environmental Pollution* 118 (2), 215-23.
- Ramos, C., Pomares, F. 2011. Abonado de los cultivos hortícolas. En: *Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España (2ª edición)*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones. Madrid. pp. 205-218.
- Ramos, C., Rivacoba, L., Prieto, H., Berbegall, F., Pardo, A., González, V. 2014. Evaluación de diferentes medidas de planta para la guía de la fertilización nitrogenada de la coliflor. Ensayos en tres zonas de España. V Jornadas Fertilización SECH. *Actas de Horticultura* 66, 37-43.
- Ravishankara, A. R., Daniel, J. S., Portmann, R. W. 2009. Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science* 326 (5949), 123-125.
- Recous, S., Robin, D., Darwis, D., Mary, B. 1995. Soil inorganic N availability: Effect on maize residue decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* 27 (12), 1529-1538.
- Reeves, D. W. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research* 43 (1-2), 131-167.

- Renault, P., Sierra, J. 1994. Modeling oxygen diffusion in aggregated soils: II. Anaerobiosis in topsoil layers. *Soil Science Society of America Journal* 58 (4), 1023-1030.
- Richards, L. A. 1947. Pressure-membrane apparatus, construction and use. *Agricultural Engineering* 28 (10), 451-454.
- Richter, J., Nuske, A., Boehmer, M., Wehrmann, J. 1980. Simulation of nitrogen mineralization and transport in Loess-Parabrownearthes: Plot experiments. *Plant and Soil* 54 (3), 329-337.
- Riley, H., Børtnes, G. 2008. Economic and environmental assessments of vegetable rotations in Norway using the EU-Rotate_N model. In IV International Symposium on Ecologically Sound Fertilization Strategies for Field Vegetable Production 215-226.
- Ritchie, J. T. 1998. Soil water balance and plant water stress. En: Tsuji, G. Y., Hoogenboom, G., Thornton, P. K. (Eds.). *Understanding Options for Agricultural Production*. pp. 41-54.
- Robinson, D., Griffiths, B., Ritz, K., Wheatley, R. 1989. Root-induced nitrogen mineralisation: A theoretical analysis. *Plant and Soil* 117 (2), 185-193.
- Rochette, P., Gregorich, E. G. 1998. Dynamics of soil microbial biomass C, soluble organic C and CO₂ evolution after three years of manure application. *Canadian Journal of Soil Science* 78 (2), 283-290.
- Rochette, P., Flanagan, L. B., Gregorich, E. G. 1999. Separating soil respiration into plant and soil components using analyses of the natural abundance of carbon-13. *Soil Science Society of America Journal* 63 (5), 1207-1213.
- Rochette, P., Hutchinson, G. L. 2005. Measurement of soil respiration in situ: Chamber techniques. *Micrometeorology in Agricultural Systems* (47), 247-286.
- Rodrigo, A., Recous, S., Neel, C., Mary, B. 1997. Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: Comparison of nine models. *Ecological Modelling* 102 (2), 325-339.

- Rojas, P. C., Tercero, C. C., Fernández, C. M. 2010. Los Ecosistemas. En: <http://es.slideshare.net/ieslajara/ecosistemas-1-8307330>
- Roper, M M. 1985. Straw decomposition and nitrogenase activity (C_2H_2 Reduction): Effects of soil moisture and temperature. *Soil Biology and Biochemistry* 17 (1), 65-71.
- Rose, D. 1968. Water movement in porous materials III. Evaporation of water from soil. *Journal of Physics D: Applied Physics* 1 (12), 1779-1791.
- Sahrawat, K. L. 1980. Soil and fertilizer nitrogen transformations under alternate flooding and drying moisture regimes. *Plant and Soil* 55 (2), 225-233.
- Sánchez de Oleo, C., Jaramillo, C., Illera, I., Lidón, A., Ramos, C., Ginestar, D. 2015a. Metodología de calibración de dos modelos de simulación del transporte de agua en el suelo en cultivos hortícolas. XXXIII Congreso Nacional de Riegos. Valencia, España.
- Sánchez de Oleo, C., Jaramillo, C., Ginestar, D., Lidón, A., Ramos, C. 2015b. Sensitivity analysis for calibration of two simulation models of the soil nitrogen dynamics in a cauliflower crop. 20th World Congress of Soil Science. Jeju, Korea Del Sur.
- Santamaria, P. 2006. Nitrate in vegetables: Toxicity, content, intake and EC regulation. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 86 (1), 10-17.
- Saviozzi, A., Riffaldi, R., Levi-Minzi, R., Scagnozzi, A., Vanni, G. 1993. Decomposition of vegetation-water sludge in soil. *Bioresource Technology* 44 (3), 223-228.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., Vanni, G. 1997. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. *Biology and Fertility of Soils* 25 (4), 401-406.
- Saxton, K. E., Rawls, W., Romberger, J. S., Papendick, R. I. 1986. Estimating generalized soil-water characteristics from texture. *Soil Science Society of America Journal* 50 (4), 1031-1036.
- Schlesinger, W. H., Andrews, J. A. 2000. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry* 48 (1), 7-20.

- Schröder, J. 2005. Revisiting the agronomic benefits of manure: A correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. *Bioresource Technology* 96 (2), 253-261.
- Shaffer, M. J., Delgado, J. A., Gross, C. M., Follett, R. F., Gagliard, P. 2010. Simulation processes for the nitrogen loss and environmental assessment package. En: *Advances in nitrogen management for water quality*. Delgado, J. A., Follett, R. F. (Eds.). Ankeny, IA: Soil and Water Conservation Society.
- Shoun, H., Kim, D. H., Uchiyama, H., Sugiyama, J. 1992. Denitrification by Fungi. *FEMS Microbiology Letters* 94 (3), 277-281.
- Sierra, C. A., Trumbore, S. E., Davidson, E. A., Vicca, S., Janssens, I. 2015. Sensitivity of decomposition rates of soil organic matter with respect to simultaneous changes in temperature and moisture. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems* 7 (1), 335-356.
- Sissoko, A., Kpombrekou-A, K. 2010. Carbon decomposition in broiler litter-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 543-550.
- Sistani, K. R., Adeli, A., McGowen, S. L., Tewolde, H., Brink, G. E. 2008. Laboratory and field evaluation of broiler litter nitrogen mineralization. *Bioresource Technology* 99, 2603-11.
- Silver, W. L., Miya, R. K. 2001. Global patterns in root decomposition: Comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia* 129, 407-419.
- Sims, J. T. 1986. Nitrogen transformations in a poultry manure amended soil: Temperature and moisture effects. *Journal of Environmental Quality* 15 (1), 59-63.
- Smith, T. M., Cramer, W. P., Dixon, R. K., Leemans, R., Neilson, R. P., Solomon, A. M. 1993. The Global terrestrial carbon cycle. *Water, Air and Soil Pollution* 70, 19-37.
- Sogbedji, J. M., Van Es, H. M., Melkonian, J. J., Schindelbeck, R. R. 2006. Evaluation of the PNM model for simulating drain flow nitrate-N

- concentration under manure-fertilized maize. *Plant and Soil* 282 (1-2), 343-360.
- Søgaard, H. T., Sommer, S. G., Hutchings, N. J., Huijsmans, J. F., Bussink, D. W., Nicholson, F. 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry-the ALFAM model. *Atmospheric Environment* 36 (20), 3309-3319.
- Sørensen, P., Jensen, E. S. 1995. Mineralization of carbon and nitrogen from fresh and anaerobically stored sheep manure in soils of different texture. *Biology and Fertility of Soils* 19 (1), 29-35.
- Soria, C. B., Martorell, A. G., Olivert, J. M. 2007. Variedades de coliflor, brócoli y romanesco. En: *El cultivo de la coliflor y el brócoli*, Maroto, J. V., Pomares, F., Baixauli, C. (Eds.). Fundación Ruralcaja. Ediciones Mundi-Prensa. Valencia. pp. 404.
- Soto, F., Gallardo, M., Giménez, C., Peña-Fleitas, T., Thompson, R. B. 2014. Simulation of tomato growth, water and N dynamics using the EU-Rotate_N model in Mediterranean greenhouses with drip irrigation and fertigation. *Agricultural Water Management* 132, 46-59.
- Springob, G., Kirchmann, H. 2003. Bulk soil C to N ratio as a simple measure of net N mineralization from stabilized soil organic matter in sandy arable soils. *Soil Biology and Biochemistry* 35 (4), 629-632.
- Stanford, G., Smith, S. J. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Journal* 36 (3), 465-472.
- Stanford, G., Frere, M. H., Schwanning, D. H. 1973. Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. *Soil Science* 115 (4), 321-323.
- Stanford, G., Epstein, E. 1974. Nitrogen mineralization-water relations in soils. *Soil Science Society of America Journal* 38 (1), 103.
- Stenger, R., Barkle, G. F., Burges, C. P. 2002. Mineralisation of organic matter in intact versus sieved/refilled soil cores. *Australian Journal of Soil Research* 40, 149-160.

- Stevenson, F. J. 1986. Cycles of Soil Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur and Micronutrients. New York: Wiley.
- Suárez-Rey, E. M., Doltra, J., Soriano, T., Romero-Gámez, M., Montosa, J. M., Castilla, N. 2009. Evaluación preliminar del modelo EU-Rotate_N en un cultivo de escarola con distintos sistemas de semiforzado. *Actas de Horticultura* 54, 358-363.
- Sun, Y., Hu, K., Zhang, K., Jiang, L., Xu, Y. 2012. Simulation of nitrogen fate for greenhouse cucumber grown under different water and fertilizer management using the EU-Rotate_N model. *Agricultural Water Management* 112, 21-32.
- Thompson, T. L., Doerge, T. A., Godin, R. E. 2000a. Nitrogen and water interactions in subsurface drip-irrigated cauliflower: I. Plant response. *Soil Science Society of America Journal* 64 (1), 406-411.
- Thompson, T. L., Doerge, T. A., Godin, R. E. 2000b. Nitrogen and water interactions in subsurface drip-irrigated cauliflower: II. Agronomic, economic, and environmental outcomes. *Soil Science Society of America Journal* 64, 412-418.
- Thorup-kristensen, K., Van Den Boogaard, R. 1998. Temporal and spatial root development of cauliflower (*Brassica Oleracea* L. var. *botrytis* L.). *Plant and Soil* 201, 37-47.
- Trumbore, S. 2000. Age of soil organic matter and soil respiration: Radiocarbon constraints on belowground C dynamics. *Ecological Applications*, 10 (2), 399-411.
- Trumbore, S. 2006. Carbon respired by terrestrial ecosystems, recent progress and challenges. *Global Change biology* 2, 141-53.
- Uchida, Y., Nishimura, S., Akiyama, H. 2012. The relationship of water-soluble carbon and hot-water soluble carbon with soil respiration in agricultural fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 156, 116-122.
- UNEP. 2007. United Nations Environment Programme. Reactive Nitrogen in the Environment. Paris. pp. 56.

- Valé, M., Nguyen, C., Dambrine, E., Dupouey, J. L. 2005. Microbial activity in the rhizosphere soil of six herbaceous species cultivated in a greenhouse is correlated with shoot biomass and root C concentrations. *Soil Biology and Biochemistry* 37 (12), 2329-2333.
- Valé, M. M. 2006. Quantification et prédiction de la minéralisation nette de l'azote du sol *in situ*, sous divers pédoclimats et systèmes de culture français. Instituto Nacional Politécnica de Toulouse, Francia. Tesis doctoral. pp. 209.
- Van der Burgt G. J., Oomen, G. J., Habets, A. S., Rossing, W. A. 2006. The NDICEA model, a tool to improve nitrogen use efficiency in cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74, 275-294.
- Van Veen, J. A., Ladd, J. N., Amato, M. 1985. Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and a clay soil incubated with [¹⁴C (U)] glucose and [¹⁵N] (NH₄)₂SO₄ under different moisture regimes. *Soil Biology and Biochemistry* 17 (6), 747-756.
- Vázquez, N., Olasolo, L., Suso, M. L., Pardo, A. 2009. Seguimiento de parcelas piloto en la zona vulnerable de Aldeanueva de Ebro. *Cuaderno de campo* 42, 36-39.
- Vigil, M. F., Kissel, D. E. 1991. Equations for estimating the amount of nitrogen mineralized from crop residues. *Soil Science Society of America Journal* 55, 757-761.
- Wang, W., Smith, C. J., Chalk, P. M., Chen, D. 2001. Evaluating chemical and physical indices of nitrogen mineralization capacity with an unequivocal reference. *Soil Science Society of America Journal* 65 (2), 368-376.
- Ward, M. H., DeKok, T. M., Levallois, P., Brender, J., Gulis, G., Nolan, B. T., Van Derslice, J. 2005. Workgroup report: Drinking-water nitrate and health-recent findings and research needs. *Environmental Health Perspectives* 113 (11), 1607-1614.
- Westermann, D. T., Crothers, S. E. 1980. Measuring soil nitrogen mineralization under field conditions. *Agronomy Journal* 72 (6), 1009-1012.

- Willmott, C. J. 1982. Some comments on the evaluation of model performance. *Bulletin of the American Meteorological Society* 63 (11), 1309-1313.
- Yang, L. F., Cai, Z. C. 2006. Soil respiration during a Soybean-growing season. *Pedosphere* 16 (2), 192-200.
- Zak, D. R., Holmes, W. E., MacDonald, N. W., Pregitzer, K. S. 1999. Soil temperature, matric potential, and the kinetics of microbial respiration and nitrogen mineralization. *Soil Science Society of America Journal* 63 (3), 575-584.
- Zarabi, M., Jalai, M. 2012. Rate of nitrate and ammonium release from organic residues. *Compost Science and Utilization* 20 (4), 222-29.
- Zhang, H., Fang, S., Xie, B. 2007. Nitrogen dynamics and mineralization in degraded agricultural soil mulched with fresh grass. *Plant and Soil* 300 (1-2), 269-280.
- Zhang, K., Yang, D., Greenwood, D. J., Rahn, C. R., Thorup-Kristensen, K. 2009. Development and critical evaluation of a generic 2 -D agro-hydrological model (SMCR_N) for the responses of crop yield and nitrogen composition to nitrogen fertilizer. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132, 160-172.
- Zhu, B., Gutknecht, J., Herman, D., Keck, D., Firestone, M., Cheng, W. 2014. Rhizosphere priming effects on soil carbon and nitrogen mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 76, 183-192.