



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE DOCTOR EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA DE LOS ALIMENTOS

Evaluación de abonos orgánicos en el cultivo biológico de la cebolla (*Allium cepa* L.) en el sur de la provincia de Buenos Aires (Argentina)

Carlos Enrique Cardoso Prieto

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2016

PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Ciencia y Tecnología de los Alimentos, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el ámbito del Departamento de Agronomía durante el período comprendido entre el 2012-2016 y el 04/07/2016, bajo la dirección de Dr. Roberto Adrian Rodríguez.

CARLOS ENRIQUE CARDOSO PRIETO



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
Secretaría General de Posgrado y Educación
Continua

La presente tesis ha sido aprobada el 4/07/2016 , mereciendo la calificación de distinguido nueve (9)

Certifico que fueron incluidos los cambios y correcciones sugeridas por los jurados.

Roberto Adrián Rodríguez

Agradecimientos

- ❖ A Colciencias ya que gracias a su confianza y apoyo financiero me fue posible realizar esta tesis.
- ❖ Al Dr. Roberto Rodríguez por su amistad y por permitirme expresar mis ideas en busca de nuevas soluciones.
- ❖ A toda mi familia por su apoyo, pero en especial a mi madre quien con su paciencia y dedicación siempre me ayudo a cumplir mis sueños.
- ❖ A Daniela Barraza porque con paciencia y cariño siempre ayudo a sobrellevar los momentos más difíciles.
- ❖ A los chicos (los pibes) Juan Manuel Martínez, Guillermo Tucát, Matías Duval, Fernando López, Ramiro García que gracias a su gran amistad y compañía siempre me hicieron sentir como en familia.
- ❖ A Luciano Orden por su amistad y compañerismo durante la realización de los ensayos y por sus oportunos aportes durante la elaboración del manuscrito.
- ❖ A Juliana Jaramillo por su ayuda en la corrección del manuscrito.
- ❖ A la gente del EEA INTA Hilario Ascasubi que nos permitieron utilizar sus instalaciones para el desarrollo de los experimentos.
- ❖ A los mis compañeros y amigos del área de suelos, Gabriela Minoldo, María Rosa Landriscini, Liliana Suñer, Fabiana Limbozzi, Corina Cerda, Juan Carlos Gasparoni, Alejandra Barrios, Cecilia Constantino, Luciano Baraldi por los momentos compartidos y porque siempre me hicieron sentir como en casa.
- ❖ A todos mis profesores por sus grandes enseñanzas pero en especial a Gabriela Laurent, Ana Maria Miglierina, Edurne Ayastuy, Julio Iglesias y Jairo Restrepo quienes con sus saberes me ayudaron a ser un mejor profesional.

CONTENIDO

	PÁG.
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL	20
1.1 CULTIVO DE LA CEBOLLA (<i>ALLIUM CEPA</i> L.)	20
1.1.1. Taxonomía de la cebolla.	20
1.2 MERCADO INTERNACIONAL DE LA CEBOLLA	20
1.3 CEBOLLA EN ARGENTINA: ANTECEDENTES LOCALES Y EXPORTACIÓN	21
1.3.1 Mercado de los Cultivos Orgánicos en Argentina.	22
1.4 MANEJO AGRONÓMICO	25
1.4.1 Ciclo del cultivo.	26
1.4.2 Fertilización del cultivo.	28
1.5 DINÁMICA DEL NITRÓGENO	32
1.5.1 Problemática de los fertilizantes nitrogenados.	35
1.6 EL VALOR FERTILIZANTE DE LOS ABONOS ORGÁNICOS	37
1.6.1 Criterio del nitrógeno.	37
1.6.2 Criterio del fósforo.	42
1.6.3 Contaminación por metales pesados.	44

1.6.4 Dinámica de mineralización del N.	45
1.7 EFECTOS RESIDUALES	47
1.8 EFICIENCIA DE LA FERTILIZACIÓN	48
1.8.1 Determinación del valor fertilizante mediante curvas de respuesta.	50
1.9 RIESGOS DE ABONOS CRUDOS	51
1.10 HIPÓTESIS GENERAL	52
1.11 OBJETIVO GENERAL	52
1.12 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	52
CAPÍTULO 2: INCUBACIÓN DE MINERALIZACIÓN EN CONDICIONES IDEALES	54
2.1 INTRODUCCIÓN	54
2.2 OBJETIVO	57
2.3 MATERIALES Y MÉTODOS	57
2.3.1 Caracterización de las enmiendas y el suelo a utilizar.	58
2.3.2 Incubaciones.	59
2.3.3 Cálculos.	60
2.3.4 Análisis estadístico.	61
2.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	61
2.4.1 Primera Incubación.	61

2.4.2 Indicadores de la mineralización.	68
2.4.3 Segunda Incubación.	70
2.5 CONCLUSIONES	76
CAPITULO 3: INCUBACIÓN DE MINERALIZACIÓN A CAMPO (<i>IN-SITU</i>)	78
3.1 INTRODUCCIÓN	78
3.2 MATERIALES Y MÉTODOS	81
3.2.1 Cálculos	83
3.2.2 Análisis estadístico	84
3.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	84
3.3.1 Dinámica de Nitrificación.	84
3.3.2 Desaparición del Amonio.	87
3.3.3 Cinética de mineralización-inmovilización NO_3^- .	88
3.3.4 Fósforo.	92
3.3.5 Dinámica del fósforo extraíble.	96
3.4 CONCLUSIONES	97
CAPITULO 4: ENSAYO DE CRECIMIENTO VEGETAL	99
4.1 INTRODUCCIÓN	99
4.2 MATERIALES Y MÉTODOS	100
4.3 RESULTADOS	101

4.3.1 Acumulación de nutrientes.	108
4.4 CONCLUSIONES	114
CAPITULO 5: ENSAYO DE FERTILIZACIÓN	115
5.1 INTRODUCCIÓN	115
5.2 MATERIALES Y MÉTODOS	117
5.2.1 Cálculos.	119
5.2.2 Estadística.	119
5.3 RESULTADOS	120
5.3.1 Dinámica del Nitrógeno en el perfil del suelo.	120
5.3.2 Rendimiento y valor fertilizante.	122
5.3.3 Producción de biomasa.	127
5.3.4 Componentes del Rendimiento.	129
5.3.5 Acumulación de N.	137
5.3.6 Calidad a cosecha.	139
5.3.7 Eficiencias de la fertilización	140
5.3.8 Eficiencia de uso de N del abono.	143
CONSIDERACIONES FINALES	147
BIBLIOGRAFÍA	150

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Mineralización y máxima disponibilidad de N a campo para el primer y segundo año después de aplicación (Fm).	38
Tabla 2. Amonio retenido después de aplicación (Kv).	40
Tabla 3. Límites de elementos potencialmente tóxicos. Todos los valores están dados en base seca	45
Tabla 4. Abonos utilizados en la primera incubación aeróbica	57
Tabla 5. Abonos utilizados en la segunda incubación aeróbica	58
Tabla 6. Composición química de los abonos usados en la segunda incubación de mineralización.	59
Tabla 7. Composición química de los abonos usados incubación de mineralización.	59
Tabla 8. Fósforo resultante al aplicar los abono a una dosis equivalente de 350 kg N ha ⁻¹ .	95
Tabla 9. Modelos de dinámica de liberación de P evaluados	96
Tabla 10. Variables fisiológicas durante el ciclo del cultivo	103
Tabla 11. Extracción de minerales a cosecha.	108
Tabla 12. Curvas de absorción de minerales en planta entera	109
Tabla 13. Curvas de Absorción de nutrientes minerales en bulbos	109
Tabla 14. Curvas de absorción de nutrientes en hojas	110

Tabla 15. Curvas de absorción de nutrientes en raíces	111
Tabla 16. Dosis utilizada de cada uno de los abonos	118
Tabla 17. Contenidos medios de N inorgánico en el suelo a dos profundidades de muestreo	122
Tabla 18. Modelos generales de fertilidad para Estiércol Bovino, BioOrganutsa, Gallinaza Compostada y cruda.	125
Tabla 19. Curvas de respuesta del rendimiento después de curado	125
Tabla 20. Peso fresco (g) de planta entera en el ciclo del cultivo	134
Tabla 21. Peso seco (g) por planta entera	136
Tabla 22. Extracción de N a cosecha en planta entera	138
Tabla 23. Curva de respuesta de extracción de N.	139
Tabla 24. Eficiencia del abono en Peso Fresco (PF) _{bulbos} , Masa Seca (MS) _{bulbos} y N _{bulbos}	142
Tabla 25. Ecuaciones que describen el comportamiento de la Eficiencia Agronómica para Peso Fresco (PF _{bulbos}) y Masa Seca (MS _{bulbos}).	142
Tabla 26. Eficiencia del abono en N _{bulbos}	144
Tabla 27. Tendencias de recuperación de N para cada abono	144

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Zonas de cultivo de cebolla en la República Argentina	22
Figura 2. Principales países con mayor área certificada para agricultura orgánica (IFOAM 2014)	23
Figura 3. Exportaciones de productos orgánicos certificados (Adaptado SENASA 2013).	24
Figura 4. Historial de exportaciones hortícolas y cebolla certificada (adaptado SENASA 2013).	24
Figura 5. Cebolla regada por surco en el Valle Bonaerense del Rio Colorado (VBRC)	25
Figura 6. Estadios fenológicos y ciclo del cultivo de la cebolla (adaptado de Zink 1966)	27
Figura 7. Concentración (Izq.) y Absorción (der.) de N en hojas y bulbos en el ciclo de cultivo primavera-estival (Ruiz y Escaff, 1992).	29
Figura 8. Respuesta de la cebolla Valcatorce INTA a dosis crecientes de N con riego por goteo y a una densidad de 410.000 pl ha ⁻¹ (Lipinski y Gaviola, 2005).	31
Figura 9. Ciclo del Nitrógeno (Adaptado de García García, 2013)	33
Figura 10. Histórico del consumo de fertilizantes en La República Argentina	35
Figura 11. Producción histórica de urea (Instituto Petroquímico Argentino e INDEC 2014)	36

Figura 12. Pico del petróleo (izq.) y gas (der.) en Argentina (adaptado BP 2014)	37
Figura 13. Transformaciones y pérdidas de N después de la aplicación de abonos orgánicos en el suelo (adaptado de Webb <i>et al.</i> , 2013)	39
Figura 14. Mineralización de las diferentes fracciones de la Materia Orgánica	46
Figura 15. Simulación de efectos acumulativos de la mineralización en un suelo tratado anualmente con abonos orgánicos (Schröder, 2005).	48
Figura 16. Cinética media de acumulación de $N-NH_4^+ + N-NO_3^-$ (Ni). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,0001$)	62
Figura 17. Disponibilidad máxima de Ni de los abonos incubados. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.0001$)	63
Figura 18. Dinámica de $N-NH_4^+$ en un suelo arenoso abonado con siete enmiendas orgánicas	64
Figura 19. Cinética del Ni en un suelo tratado con BioOrganutsa	65
Figura 20. Dinámica de acumulación de $N-NO_3^-$ en un suelo franco-arenoso tratado con siete abonos orgánicos.	66
Figura 21. Inmovilización inicial después de la adición de los abonos.	67
Figura 22. Abonos que presentan una mineralización igual o similar al control.	68
Figura 23. Efecto de la relación Carbono/Nitrógeno (C:N) en distintas variables de mineralización.	69
Figura 24. Acumulación de $N-NO_3^- + N-NH_4^+$ de tres abonos orgánicos en un suelo arcilloso (izq.) y un suelo arenoso (der.).	70

Figura 25. Acumulación media de $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ (Ni). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.001$)	71
Figura 26. Dinámica de Ni en suelo tratado con BioO plus	73
Figura 27. Porcentaje de mineralización de tres abonos orgánicos en suelo arenoso (izq.) y arcilloso (der.)	75
Figura 29. Minilímetro de mineralización <i>In-situ</i>	82
Figura 30. Cinética de nitrificación para un suelo abonado con siete enmiendas orgánicas.	85
Figura 32. Dinámica de mineralización-inmovilización de un suelo tratado con siete abonos orgánicos	89
Figura 33. Suelos que presentaron menor dinámica de mineralización-inmovilización que el suelo sin abonar (Inmovilización tipo II).	90
Figura 34. Aporte de NO_3^- por la Mineralización de los abonos orgánicos.	91
Figura 35. Relación C:N variables de mineralización	92
Figura 36. Dinámica del Pe-Bray de un suelo arenoso enmendado con 7 abonos orgánicos.	94
Figura 37. Carbono: Fósforo _{trat} (der.) y Nitrógeno:Fósforo _{trat} (izq.) Índices de la máxima disponibilidad de fósforo (Pmax)	97
Figura 38. Porcentaje de humedad y Acumulación de peso fresco en planta entera, hojas, bulbo y raíz	102
Figura 39. Tasa de Crecimiento Absoluta (TCA) de Hojas, Bulbos y Raíces	104
Figura 40. Tasa de Crecimiento Relativa (TCR) de hojas, bulbos y raíces	105

Figura 41. Acumulación de Área foliar (AF) y Tasa de Asimilación Líquida (TAL) en el ciclo de cultivo	106
Figura 42. Razón alométrica hojas-raíz	107
Figura 43. Curva de acumulación (izq.) y Tasa Absoluta de Absorción (der.) de Calcio (Ca), Potasio (K) y Nitrógeno (N) en planta entera.	111
Figura 44. Curva de acumulación (izq.) y Tasa Absoluta de Absorción (der.) de Azufre (S), Fósforo (P), Magnesio (Mg) y Hierro (Fe) en planta entera.	112
Figura 45. Curva de acumulación (izq.) y Tasa Absoluta de Absorción (der.) de Boro (B), Cobre (Cu), Manganeso (Mn) y Zinc (Zn) en planta entera.	114
Figura 46. Dinámica del Nitrógeno inorgánico (N_i) en suelo de 0 a 20 cm (izq.) y de 20 a 60 (der.). Letras diferentes indican variaciones significativas ($p < 0.05$).	120
Figura 47. Nitrógeno inorgánico (Ni) en el suelo durante el ciclo del cultivo. Diferentes letras indican diferencias significativas en el contenido de NO_3^- ($p < 0,05$).	121
Figura 48. Rendimiento a cosecha (bulbos curados)	124
Figura 49. Rendimiento en bulbos en parcelas abonadas con Estiércol Ovino (EO). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).	126
Figura 50. Acumulación de peso fresco. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).	127
Figura 53. Producción de biomasa según el tipo de abono. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).	128

Figura 52. Producción de biomasa según dosis equivalentes de N. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).	129
Figura 53. Densidad de plantas a cosecha.	130
Figura 54. Número de plantas a cosecha según la dosis de N aplicada	131
Figura 55. Número de plantas a cosecha con 4 dosis de Gallinaza Compostada (GC).	133
Figura 56. Acumulación de biomasa de peso fresco en planta entera durante el ciclo del cultivo	135
Figura 57. Extracción N de las diferentes enmiendas. Letras diferentes indican diferencias significativas en planta entera ($p < 0,05$).	137
Figura 58. Extracción de N de las diferentes enmiendas. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) en planta entera.	138
Figura 59. Rendimiento de bulbos según calibre, tipo de abono y dosis utilizada	140
Figura 60. Eficiencia agronómica de bulbos después del curado.	141
Figura 61. Eficiencia del abono en Masa Seca (MS) _{bulbos} .	143
Figura 62. Eficiencia de N del fertilizante	145
Figura 63. Promedio de la Eficiencia fisiológica en masa seca y nitrógeno durante el ciclo de cultivo.	146

RESUMEN

La intensificación en la cría de animales estabulados ha generado que localmente se reciclen cada vez menos nutrientes y que se concentren residuos y excretas en fincas y regiones cada vez más especializadas, mientras que los suelos agrícolas se empobrecen cada vez más porque no se reponen en su totalidad los nutrientes extraídos por las cosechas.

Como una alternativa a esta problemática, se presenta el reciclado de nutrientes de abonos orgánicos para el cultivo de la cebolla. El objetivo de la presente tesis es optimizar las dosis de aplicación de diversas enmiendas y abonos utilizados en un cultivo ecológico de cebolla (*Allium cepa* L.), mediante el estudio de la mineralización del N y del P orgánico.

Para ello: (1) se midió la capacidad de liberar N de un suelo fertilizado con siete abonos orgánicos aplicados a razón de 350 kg N ha⁻¹ en condiciones ideales de laboratorio, (2) se cuantificó el efecto del tipo de suelo en la mineralización de tres enmiendas orgánicas en condiciones de laboratorio, (3) se realizaron ensayos *in-situ* para estudiar la cinética de mineralización de N y P de siete abonos orgánicos en condiciones de campo, (4) se realizó un ensayo de crecimiento vegetal de la cebolla INTA Valcatorce y se estudiaron las curvas y las tasas de absorción de macro y micro nutrientes (5) se realizó un ensayo de fertilización en campo donde se evaluaron 5 abonos orgánicos en 4 dosis distintas y se midió la evolución y el rendimiento del cultivo.

Se comprobó que los abonos orgánicos presentan diferentes dinámicas de mineralización y que la mayoría presentan periodos cortos de inmovilización de N en las primeras semanas de incubación. La mayor disponibilidad de N inorgánico la presentó el suelo abonado con BioOrganutsa seguido por Estiércol Ovino, Equino, Gallinaza, Bovino y Lombricompuesto, Por lo que es necesario considerar estas diferencias para realizar una correcta sincronización de la absorción del cultivo y de las fechas de fertilización.

Los suelos abonados presentaron mayor disponibilidad de P que los requerimientos de la cebolla, sin embargo se presentaron dos dinámicas de Pe durante la incubación: BioOrganutsa, Gallinaza y E. Ovino presentaron una alta disponibilidad P que se mantuvo estable durante la incubación, mientras que la gallinaza compostada, Lombricompuesto, el E. Equino y E. Bovino mostraron incrementos en Pe durante la incubación.

Al estudiar el crecimiento y la acumulación de nutrientes de la cebolla se encontró que las tasas de absorción de los 12 minerales estudiados presentan picos máximos entre el día 70-89 después de trasplante, durante la etapa de crecimiento exponencial del cultivo.

Mediante fertilización con abonos orgánicos se encontró rendimientos similares a los fertilizantes convencionales y la respuesta de la cebolla a la adición de BioO, GC, EB y G se ajustó a la ecuación $y = -0.76x^2 + 279.5x + 19.353$, con un R^2 de 0.99. En promedio estos tratamientos presentaron rendimientos máximos a dosis equivalentes de 184 kg N, mientras que la adición de EO presentó incrementos en la dosis de 75 kg N y posteriormente decreció a niveles similares o inferiores a los del testigo.

ABSTRACT

The intensification of animal husbandry has generated less local recycling of nutrients and increased concentration of waste and excreta on farms and specialized regions, while the agricultural soils are becoming poorer because not all the nutrients removed by crops are replaced.

As an alternative to this problem, the nutrient recycling in organic fertilizers for onion crops is presented. The aim of this dissertation is to optimize the application of various organic amendments and fertilizers used in ecological cultivation of onion (*Allium cepa* L.), by studying the mineralization of organic N and P.

To do this: (1) The ability of soil fertilized with seven organic fertilizers applied at a rate of 350 kg N ha⁻¹ under ideal laboratory conditions was quantified, (2) the effect of soil type in the mineralization of three organic amendments under laboratory conditions was measured, (3) in an in-situ mineralization experiment the availability kinetics of N and P of seven organic fertilizers under field conditions was studied, (4) a plant growth experiment was carried out for the onion INTA Valcatorce, where curves and rates of absorption of macro and micro nutrients were studied, (5) An essay of organic fertilization of onion was performed with 5 organic manures in 4 different rates. Crop evolution and yield was measured.

It was found that organic fertilizers have different dynamics of mineralization and most have short periods of immobilization of N in the first weeks of incubation. Greater availability of inorganic N was presented in soil fertilized with BioOrganutsa followed by sheep, horse, poultry, feedlot manure, and vermicompost. It is necessary to consider these differences for proper synchronization of crop uptake and fertilization dates.

Manured soils had a higher availability of P than required for the onion crop, however two dynamics of extractable P occurred during incubation:

BioOrganutza, poultry and sheep manure presented high availability of P which remained stable during incubation, while the composted chicken manure, vermicompost, feedlot and horse manure showed increases in extractable P during incubation.

In examining the growth and accumulation of nutrients in the onion plant, it was found that absorption rates of the 12 minerals studied showed peaks between days 70-80 after transplant, during the exponential growth stage of the crop.

By fertilization with organic fertilizers it is possible to achieve similar yields to conventional fertilizers. The onion response to the addition BioOrganutza, composted poultry, Feedlot and poultry manure was adjusted to the equation $y = -0.76x^2 + 279.5x + 19.353$, with $R^2 = 0.99$. These treatments presented average maximum yields at equivalent doses of 184 kg N. Meanwhile the addition of sheep manure increased yield at the dose of 75 kg N and then decreased to levels lower or similar to the control with higher doses.

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1 CULTIVO DE LA CEBOLLA (*ALLIUM CEPA* L.)

La cebolla ha sido cultivada por más de 4700 años y es originaria de regiones montañosas de Asia central (Brewster, 2007). Es un cultivo de gran relevancia por ser una de las hortalizas más consumidas en el mundo y por sus propiedades nutritivas y medicinales (Vidyavati *et al.*, 2010; Suleria *et al.*, 2015). Según datos de la FAO, anualmente se siembran 3.7 millones de hectáreas en aproximadamente 175 países.

1.1.1. Taxonomía de la cebolla.

Reino: *Plantae*
División: *Magnoliophyta*
Clase: *Liliopsida*
Orden: *Asparagales*
Familia: *Amaryllidaceae*
Subfamilia: *Allioideae*
Tribu: *Allieae*
Género: *Allium*
Especie: *Allium cepa* L.

Según Vigliola (2003) existen tres variedades botánicas en *Allium cepa*:

- Grupo I: variedad *typicum* cebolla común, bulbo simple, único.
- Grupo II: variedad *aggregatum*: cebolla de bulbo compuesto.
- Grupo III: variedad *proliferum*: bulbo poco desarrollado en la inflorescencia

1.2 MERCADO INTERNACIONAL DE LA CEBOLLA

Los principales productores de cebolla a nivel mundial son China, India, Estados Unidos, Pakistán y Bangladesh, y en Sudamérica Brasil, México y Argentina (Eguillor Recabarren, 2010). Esta hortaliza tiene un mercado bastante dinámico al interior del MERCOSUR, siendo Brasil el principal importador y Argentina su principal proveedor, quien le abastece el 80% de lo que importa (Iurman, 2012).

En Argentina se cultivan 24.000 ha de cebolla anuales en diversas regiones del país, las cuales abastecen una producción estimada de 450.000 Mg. En el 2013 Argentina exportó 229.672 Mg que representan el 39% de las exportaciones de hortalizas; el 94,4% de estas exportaciones fueron dirigidas al mercado brasilero. También existen relaciones comerciales permanentes con otros 30 países entre los que se destacan España y Bélgica.

1.3 CEBOLLA EN ARGENTINA: ANTECEDENTES LOCALES Y EXPORTACIÓN

En Argentina las principales regiones productoras de cebolla son las zonas norte, centro y sur (Figura 1). Las variedades de cebolla más cultivadas cambian de acuerdo a la zona de cultivo, ya que requieren de distintos fotoperiodos para inducir su bulbificación.

En la zona norte predominan las variedades de días cortos como la Valencianita, Tontal INTA y Angaco INTA, las cuales se cosechan desde agosto hasta noviembre (producción temprana) y están orientadas especialmente a la primicia. En la zona centro o zona cuyo se cultivan variedades de días intermedios (Torrentina, Caballero y Navideña INTA) y largos (Valcatorce INTA, Cobriza INTA, Grano de oro y Australian brown) destinadas principalmente al mercado interno, y en la zona sur o zona Protegida de la Patagonia se concentra el 96% de la cebolla de exportación (SENASA, 2013) y predominan las variedades de días largos, que requieren más de 14 horas de luz (Iurman, 2012).



Figura 1. Zonas de cultivo de cebolla en la República Argentina

La variedad INTA Valcatorce y la Grano de oro son las más difundidas en la zona debido a su alto rendimiento y buen comportamiento en poscosecha.

En los valles inferiores del Río Negro y del Río Colorado se cultivan 13.710 ha anuales (220.456 Mg), principalmente en la temporada primavero-estival (Iurman, 2012); de éstas aproximadamente 400 ha corresponden a cultivos orgánicos, comercializados principalmente en Reino Unido y Países Bajos (SENASA, 2013).

1.3.1 Mercado de los Cultivos Orgánicos en Argentina.

La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) define a la agricultura orgánica o ecológica como “un sistema de manejo holístico de la producción que promueve y mejora la salud del ecosistema, incluyendo los ciclos biológicos y la actividad biológica del suelo”. Los sistemas de agricultura orgánica se basan en normas de producción específicas y precisas, que tienen por objeto conseguir agroecosistemas que sean social y ecológicamente sostenibles (FAO, 2000). La agricultura orgánica “es un enfoque integral basado en un conjunto de procesos que resulta en un

ecosistema sostenible, alimentos seguros, buena nutrición, bienestar animal y justicia social” (IFOAM, 2002).

Argentina es el segundo país del mundo con mayor área certificada para agricultura orgánica (Figura 2). La provincia con mayor participación es Buenos Aires con el 44%, seguida por San Juan, Salta y Entre Ríos con el 14, 9 y 7% respectivamente (SENASA, 2013). No obstante se debe aclarar que el 92% de esta área certificada se encuentra con pasturas perennes y solo el 1,2% se dedica a cultivos anuales (IFOAM, 2014).

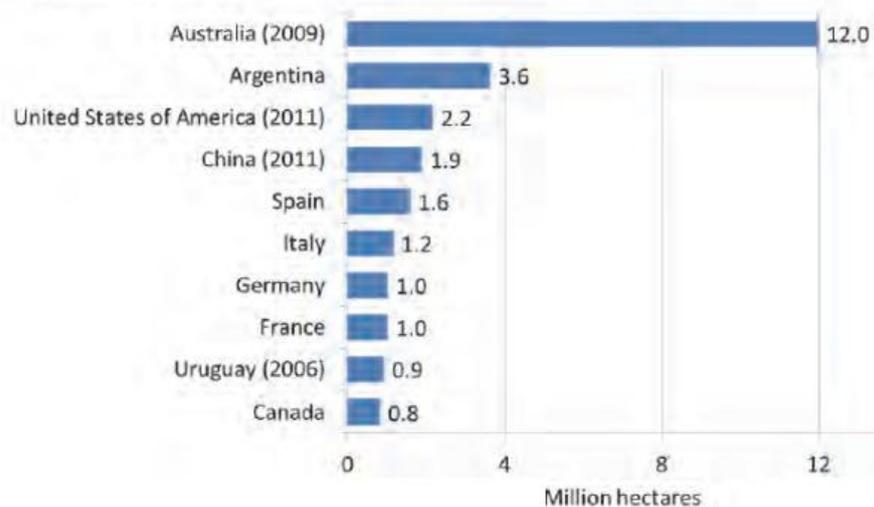


Figura 2. Principales países con mayor área certificada para agricultura orgánica (IFOAM 2014)

Según las estadísticas del SENASA las exportaciones de productos agrícolas en general han aumentado en los últimos 10 años (Figura 3). Entre los sectores de mayor crecimiento se resalta la ganadería, aunque a pesar de este crecimiento hay sectores que han disminuido como el sector hortícola que creció de manera sostenida hasta el año 2009 y posteriormente viene registrando fuertes disminuciones anuales (Figura 4).

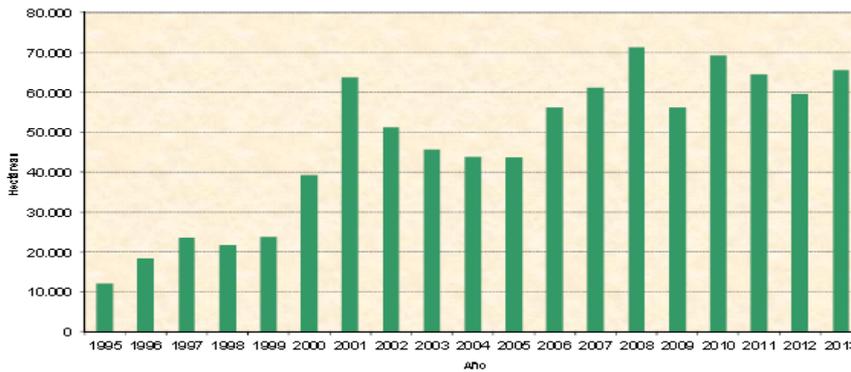


Figura 3. Exportaciones de productos orgánicos certificados (Adaptado SENASA 2013).

Según ese informe en el año 2013 el 100% de las exportaciones de cebolla orgánica certificada se realizaron a países de la Unión Europea siendo Alemania, Holanda y Reino Unido los principales clientes.

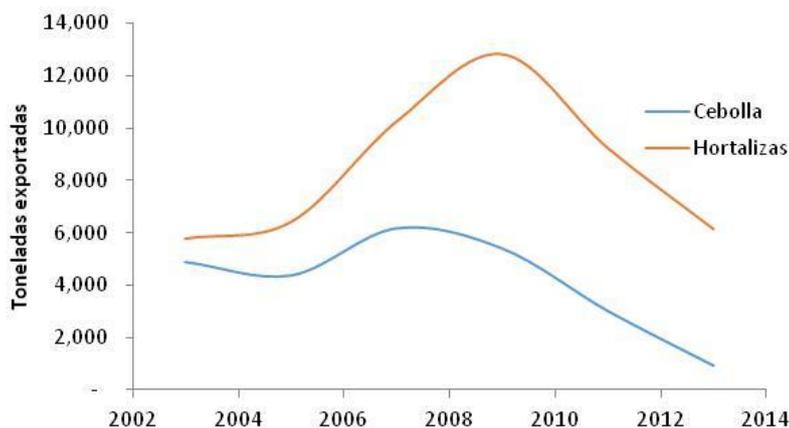


Figura 4. Historial de exportaciones hortícolas y cebolla certificada (adaptado SENASA 2013).

Las hortalizas orgánicas más exportadas en el año 2013 fueron: zapallo, ajo y cebolla. Esta última representó el 15% de las hortalizas y el 0,6% del total cosechado (FiBL and IFOAM, 2014). Las mejores oportunidades de exportación de los productores orgánicos de cebolla son la primicia, debido a que la producción en Argentina se realiza en contra-estación del hemisferio norte, en donde se encuentran los principales importadores del mundo (SENASA, 2013).

1.4 MANEJO AGRONÓMICO

Las cebollas tienen un ciclo bianual, aunque son cultivadas como anuales. En el primer año acumulan foto-asimilados en el bulbo y en el segundo año realizan el ciclo reproductivo, florecen y producen semillas (Brewster, 2008). En el Valle Bonaerense del Rio Colorado (VBRC) la cebolla comúnmente se maneja como un cultivo anual que se inicia por semilla y se cosechan los bulbos como órgano de consumo. En esta región predomina la cebolla en siembra directa en camellones de 4 a 12 caras (Figura 5), regados por gravedad en surcos o melgas (Sánchez, 1993) y densidades de siembra que varían entre 500.000 - 900.000 plantas ha⁻¹.



Figura 5. Cebolla regada por surco en el Valle Bonaerense del Rio Colorado (VBRC)

Los rendimientos medios oscilan entre 30.000 y 75.000 kg ha⁻¹ según la densidad de siembra (Caracotche y García, 2009), sin embargo a mayor número de plantas por hectárea se presentan inconvenientes fitosanitarios debido a que se tiene que inundar el cultivo para poder regar hasta el centro del camellón.

Por otra parte, la mayoría de los productores orgánicos realizan la implantación del cultivo mediante trasplante, debido a la fuerte competencia con malezas en los primeros estadios de la cebolla, siendo esta muy mala competidora frente a las malas hierbas.

El cultivo de cebolla orgánica en la región se inicia mediante almácigos realizados en el suelo durante el mes de julio, que posteriormente se

trasplantan a mediados de octubre cuando las plántulas tienen entre 2-3 hojas verdaderas.

Los almácigos permiten proteger las plantines de heladas, granizo y del ataque de plagas y enfermedades (Gutiérrez *et al.*, 1991); sin embargo este sistema de implantación tiene el inconveniente de que requiere grandes cantidades de mano de obra para su establecimiento.

Es recomendable realizar los almácigos en suelo previamente tratado (solarizado o biofumigado) para prevenir ataques de hongos (complejo damping-off), gusanos (*Delia platura* y *antiqua*) y disminuir la competencia de malezas (Arboleya *et al.*, 2011, 2012).

1.4.1 Ciclo del cultivo.

La germinación y emergencia de la radícula de la cebolla depende de las condiciones de humedad y temperatura presentes (Finch-Savage y Phelps, 1993; Probert, 2000). Las mayores tasas de germinación se obtienen entre 5 y 25°C (Harrington, 1962) y para estimar este tiempo es posible utilizar el concepto de grados día o integral térmica, usando 2,5°C como temperatura base.

La cebolla tiene una sola raíz primaria y el crecimiento de la planta depende casi enteramente de las raíces adventicias que están creciendo y muriendo continuamente (Arboleya *et al.*, 2005).

El crecimiento de la cebolla después del trasplante sigue un comportamiento sigmoideal, tal como se puede apreciar en la Figura 6 (Zink, 1966; Bosh-Serra, 1999), en donde se encuentran tres fases de crecimiento: la fase de implantación, la de crecimiento exponencial y la de senescencia (Peluffo y Arias, 2001).

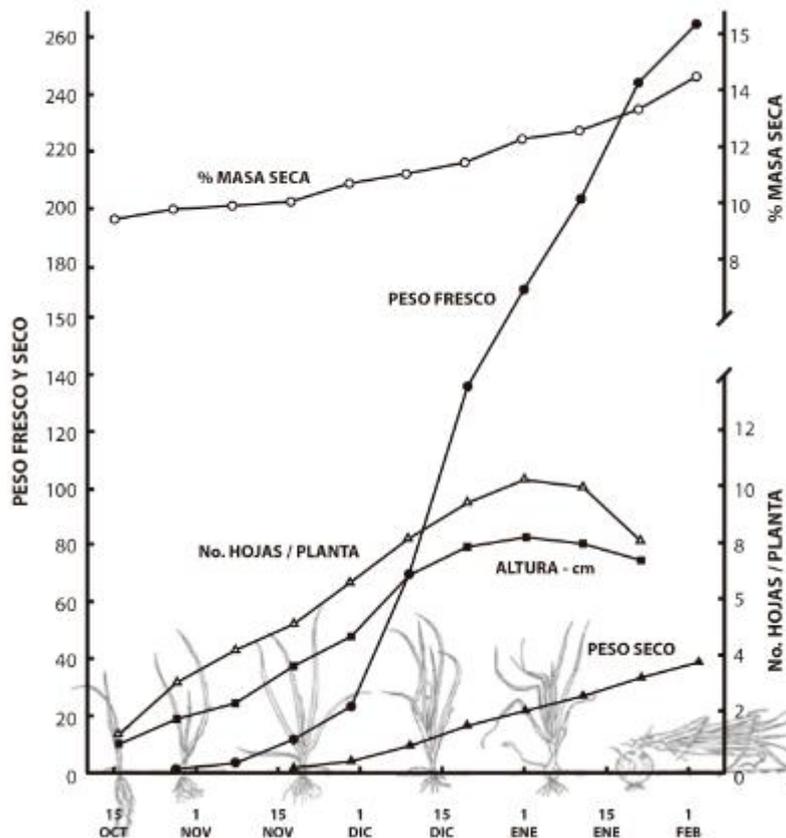


Figura 6. Estadios fenológicos y ciclo del cultivo de la cebolla (adaptado de Zink 1966)

Los estadios fenológicos del crecimiento de la cebolla definidos por Voss (1979) son los siguientes:

- ❖ Estadio hoja bandera
- ❖ Estadio 1 a 2 hojas verdaderas
- ❖ Estadio 3 a 4 hojas verdaderas
- ❖ Bulbificación visible
- ❖ Comienzo de maduración
- ❖ Maduración completa

Las aliáceas tienen un crecimiento foliar lento en comparación con muchas especies (Ellis, 1992; Brewster y Sutherland, 1993), sin embargo éste es altamente dependiente de las acumulaciones de calor, por tal motivo se han desarrollado diversos modelos matemáticos basados en el concepto de grados día, que permiten describir este fenómeno (Scaife *et al.*, 1987).

La cebolla posee un sistema radicular sin ramificaciones y poco profundo (Brewster, 2008) que puede alcanzar hasta 55 cm de profundidad, sin embargo el 97% de la longitud radicular se acumula en los primeros 40 cm del suelo (Bosh-Serra, 1999); por tal motivo, la fertilización de este cultivo es de gran importancia, ya que no es muy eficiente en la extracción de nutrientes y necesita ser suplementado. En el VBRC se recomienda fertilizar con Nitrógeno (N) y Fósforo (P) (Gutiérrez *et al.*, 1991).

El crecimiento foliar y radicular es muy intenso hasta el comienzo de la bulbificación (Bettoni *et al.*, 2013), cuando desacelera e incluso puede alcanzar valores negativos (Peluffo y Arias, 2001), debido a que durante esta etapa la planta se concentra en enviar nutrientes y fotoasimilados hacia las catáfilas del órgano de resistencia (bulbo). El inicio del proceso de bulbificación se reconoce porque el diámetro del bulbo duplica al del cuello.

En zonas templadas, las horas de luz son el principal factor que determina el comienzo de la bulbificación, siendo la temperatura un modificador de dicho proceso, debido a que el día crítico para la bulbificación se acorta al aumentar la temperatura (Mallor y Thomas, 2006; Brewster, 2008).

Según Brewster (2008), la tasa de crecimiento del bulbo es el resultado de la radiación interceptada, la longitud de la estación de crecimiento (Galmarini *et al.*, 1997), la eficiencia de conversión de los carbohidratos a masa seca y la fracción cosechable.

1.4.2 Fertilización del cultivo.

1.4.2.1 Momento de aplicación.

Los requerimientos nutricionales varían de acuerdo al estadio fenológico en el que se encuentre el cultivo (Pire *et al.*, 2001). Durante los primeros días después del trasplante la cebolla de día largo tiene bajos requerimientos (Figura 7), posteriormente desde finales de noviembre y hasta los primeros días de enero presenta las mayores tasas de absorción y se registran los

mayores requerimientos nutricionales. Finalmente desde enero y hasta el momento de la cosecha, se presenta la maduración del cultivo, disminuye la absorción de nutrientes y predomina la traslocación desde la parte aérea hacia los bulbos (May *et al.*, 2008).

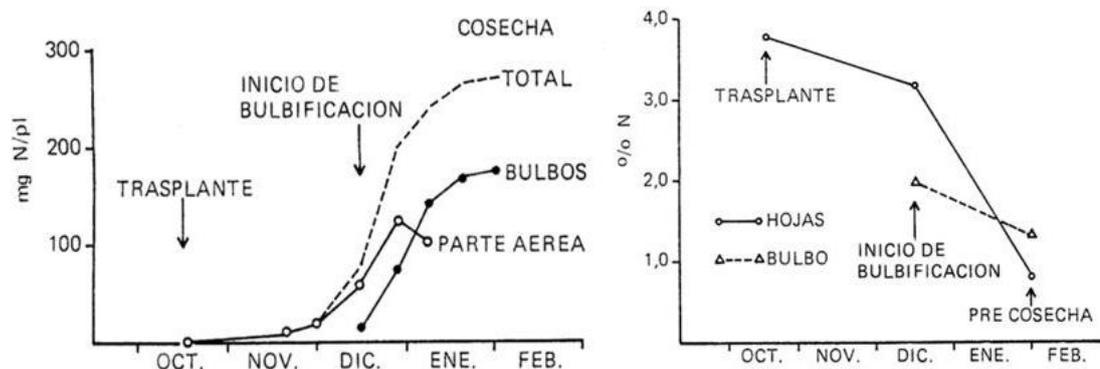


Figura 7. Concentración (Izq.) y Absorción (der.) de N en hojas y bulbos en el ciclo de cultivo primavera-estival (Ruiz y Escaff, 1992).

Las mayores tasas de absorción de N se encuentran en la etapa de crecimiento exponencial entre finales de noviembre e inicios de enero, por lo que se recomienda distribuir las fertilizaciones nitrogenadas durante este periodo para su mejor aprovechamiento (Ruiz y Escaff, 1992; Peluffo y Arias, 2001).

Fertilizaciones tardías y altos niveles de N foliar resultan en hortalizas con altos contenidos de NO_3^- , en periodos vegetativos más largos y mala conservación en poscosecha (Arboleya *et al.*, 2005).

Las fertilizaciones realizadas al momento del trasplante presentan mayor riesgo de pérdida de N por los bajos requerimientos del cultivo durante el periodo de implantación y por las grandes cantidades de agua de riego que se usan después del trasplante (Shock *et al.*, 2013).

En consecuencia diversos autores recomiendan fraccionar los fertilizantes altamente solubles para aumentar la eficiencia del N, en dos o tres aplicaciones distribuidas antes de la bulbificación del cultivo (Brewster, 2007).

Los fertilizantes de liberación lenta y los abonos orgánicos presentan mejor eficiencia de uso de N y generalmente no requieren aplicaciones fraccionadas,

debido a que N se encuentra principalmente en compuestos orgánicos insolubles y va siendo liberado lentamente durante el transcurso de la temporada (Drost *et al.*, 2012).

1.4.2.2 Dosis del fertilizante.

La mayoría de los autores concuerdan en que el cultivo de la cebolla responde positivamente a la adición de 150-200 kg N ha⁻¹ (Gaviola *et al.*, 1998), lo cual se aproxima bastante a la extracción que hace un cultivo de cebolla (128 kg ha⁻¹ de N, 24 kg ha⁻¹ de P) para una producción de 35 Mg ha⁻¹ (Lobartini *et al.*, 1992; Lipinski y Gaviola, 2005); esto permite reponer en su totalidad los nutrientes extraídos en la cosecha y conservar la fertilidad del suelo a largo plazo.

Es necesario considerar que de los 128 kg N extraídos por el cultivo solamente una parte proviene del fertilizante y la otra proviene del suelo (N_i + N_{min}). Por tal motivo, es indispensable ajustar las dosis de los abonos a los aportes de N inorgánico de cada suelo, ya que excesos de N frecuentemente resultan en problemas de contaminación de napas y eutrofización de aguas (Sullivan *et al.*, 2001).

La cebolla generalmente presenta una respuesta cuadrática al incremento de las dosis de los fertilizantes (Gaviola *et al.*, 1998; Boyhan *et al.*, 2007), como se puede apreciar en la Figura 8. Este comportamiento presenta una primera sección en la que los incrementos del fertilizante resultan en mayor rendimiento en biomasa y en bulbos hasta alcanzar un máximo y posteriormente una sección en la que presenta un decrecimiento significativo en el rendimiento.

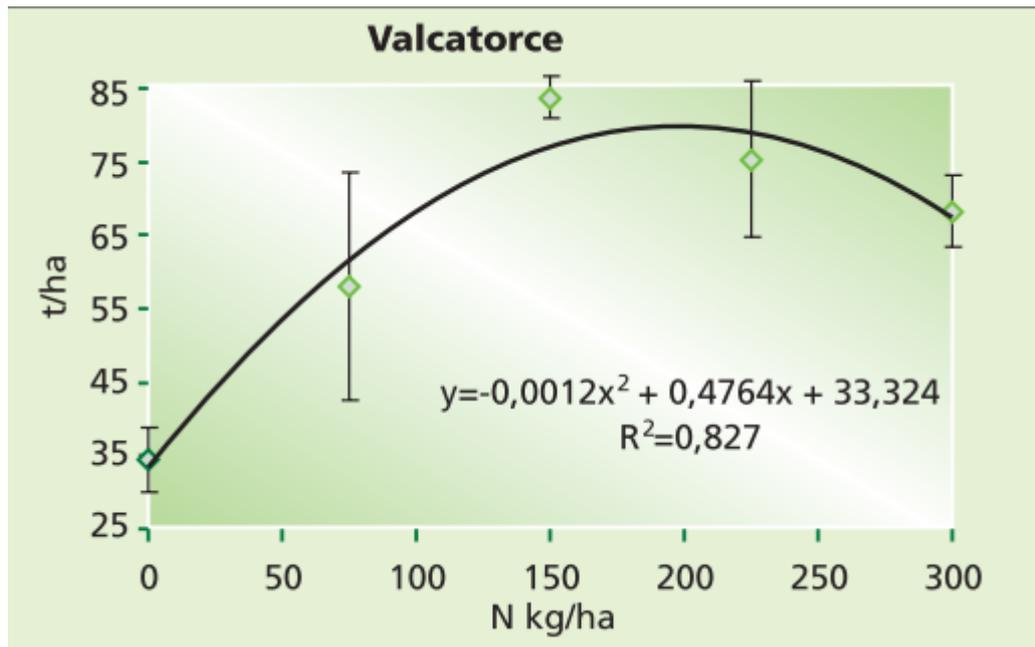


Figura 8. Respuesta de la cebolla Valcatorce INTA a dosis crecientes de N con riego por goteo y a una densidad de 410.000 pl ha⁻¹ (Lipinski y Gaviola, 2005).

Mediante la curva de respuesta también es posible inferir la eficiencia agronómica del abono, que generalmente ronda los 650 kg de cebolla por kg de N aplicado (Gaviola, 1996). Esto permite realizar los análisis económicos correspondientes para establecer la dosis de abono que maximiza la utilidad de la fertilización (Quiroga y Bono, 2012).

En el VBRC el P comúnmente se aplica a razón de 50 kg ha⁻¹ en bandas al momento de la siembra, debido a que este nutriente es poco móvil en el suelo y presenta bajas pérdidas por escorrentía o lixiviación (Sánchez, 1993; Rivas *et al.*, 2011). Sin embargo una parte de P del fertilizante puede fijarse o inmovilizarse en el complejo órgano-mineral del suelo, por lo que es necesario ajustar las dosis a su capacidad de retención de P (Suñer y Galantini, 2012).

En el VBRC no se realizan fertilizaciones con potasio, dado que los suelos de la región se encuentran muy bien provistos de este mineral (Galmarini *et al.*, 1997).

Diversos autores coinciden en que es posible alcanzar altos rendimientos en el cultivo de la cebolla con abonos orgánicos (Mourao *et al.*, 2011; Talaab y Mahmoud, 2013). Las fertilizaciones con estos abonos se realizan

principalmente mediante la incorporación de abonos verdes y guanos de animales antes del trasplante.

Los guanos aportan grandes cantidades de macro y micronutrientes que promueven el desarrollo vegetal (Martínez *et al.*, 2008; Pellejero *et al.*, 2015), y además mejoran la estructura y la capacidad de los suelos de retener agua (Lipinski y Gaviola, 2005; Minoldo *et al.*, 2014).

La respuesta del cultivo de la cebolla a la aplicación de estiércol porcino digerido anaeróbicamente y de estiércol bovino fresco, tiene un efecto cuadrático significativo y presenta los máximos rendimientos a los 40 Mg ha⁻¹ de estiércol bovino y a los 22 Mg ha⁻¹ de estiércol porcino digerido anaeróbicamente (Lee, 2012 y 2015a).

Choudhary *et al.* (2013) encontraron un efecto favorable sobre la altura, número de hojas, diámetro del cuello y peso de bulbos en plantas de ajo fertilizadas con dosis crecientes (2,5 - 5 t ha⁻¹) de lombricompost y gallinaza.

1.5 DINÁMICA DEL NITRÓGENO

El N es uno de los minerales más importantes para la vida ya que hace parte de los principales componentes de aminoácidos y proteínas (Meister, 2012; Albanese, 2012), y junto al oxígeno es uno de los gases más abundantes en la atmósfera (Figura 9). Sin embargo, el N atmosférico se encuentra en forma de N₂, unido mediante un triple enlace covalente (Galloway *et al.*, 2004; Seinfeld *et al.*, 2012) que lo hace muy estable (gas inerte).

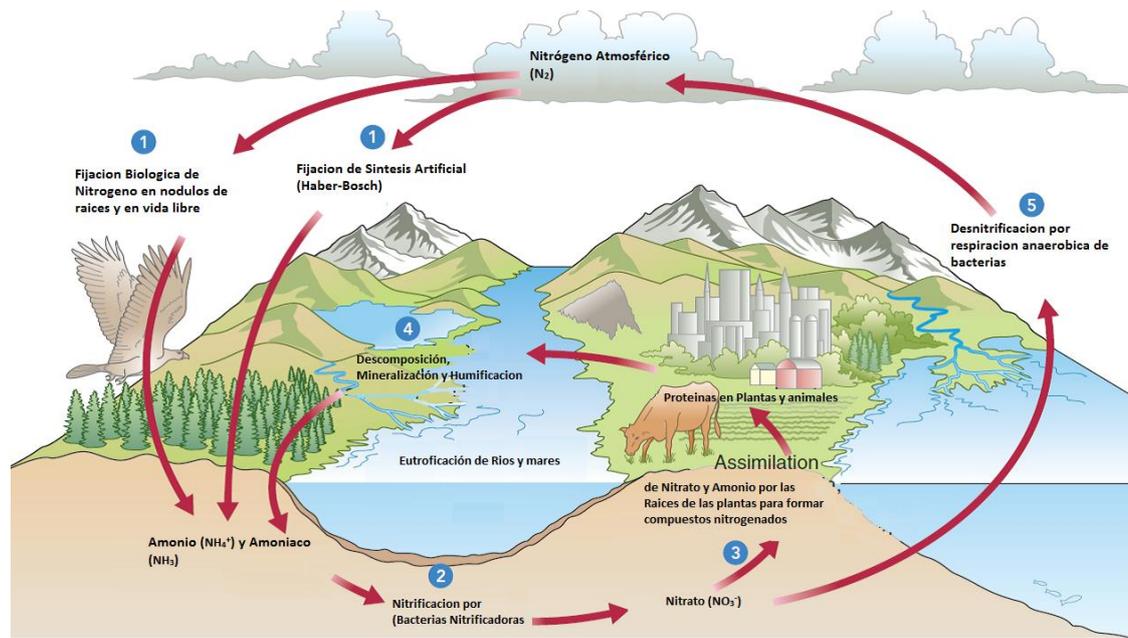


Figura 9. Ciclo del Nitrógeno (Adaptado de García García, 2013)

El N atmosférico es fijado en la naturaleza de forma biológica por la acción de algunas bacterias del suelo (Legocki et al., 2013; Vitousek et al., 2013), no obstante no son muchos los microorganismos capaces de romper el triple enlace del N_2 (Santi et al., 2013) y por tal motivo el N comúnmente es el principal limitante de la producción vegetal (Moore et al., 2010).

En la actualidad el ciclo del N se encuentra modificado por la acción del ser humano (Vitousek et al., 1997; Galloway et al., 2008), ya que en la fabricación de fertilizantes el N es fijado a través de síntesis química mediante el proceso de Haber-Bosch, que requiere de altas temperaturas y presiones, lo cual lo hace muy costoso en términos de energía (Smil, 2002).

Las bacterias nitrificadoras requieren de oxígeno para transformar el NH_4^+ a NO_2^- y finalmente a NO_3^- (Malhi y McGill, 1982; Rudisill et al., 2016), que es la forma en que el N es acumulado en el suelo, por tal motivo este proceso se da lentamente en suelos anegados.

El NO_3^- es móvil en el suelo y puede perderse fácilmente con el agua de lluvia o de riego. Si alcanza aguas subterráneas genera graves problemas de contaminación (Galloway et al., 2003; Snyder et al., 2009) que afectan la salud de animales y personas que consuman esta agua (Peoples et al., 2004).

Las plantas absorben el N en forma de NH_4^+ o NO_3^- de la solución del suelo y lo convierten en aminoácidos y proteínas con las que constituyen su biomasa (Mitra, 2015), por lo tanto es importante estudiar la dinámica de estos compuestos durante el ciclo del cultivo (Peuke y Kaiser, 2012) para establecer distintos tipos de estrategias que garanticen la adecuada disponibilidad de N según los requerimientos de cada estadio del cultivo (Webb *et al.*, 2013).

Cuando humanos y animales consumen los vegetales son capaces de absorber parte de sus nutrientes para formar sus propios tejidos (Cavigelli, 2005). Los animales concentran el N de las plantas en las proteínas y aminoácidos de carne, leche y huevos que posteriormente también son destinados a alimentación humana (Bender, 2012). Sin embargo, parte de estos nutrientes no pueden ser aprovechados y son excretados en forma de estiércol y orina (Cassman *et al.*, 2002; Rufino *et al.*, 2006).

Los residuos de N orgánico de animales y vegetales se descomponen, se mineralizan y se humifican en el suelo por acción de los microorganismos (Cayuela *et al.*, 2009).

En sistemas de producción pecuaria extensiva las excretas son recicladas en los mismos suelos donde crece la pastura. No obstante, las prácticas agropecuarias actuales intensifican cada vez más la crianza de animales estabulados (Tilman *et al.*, 2002) y la desintegración de la agricultura en fincas, regiones e inclusive en países especializados, lo cual ha roto el ciclado local de los nutrientes (Schröder, 2005).

Lo anterior trae el problema de que las excretas de estos animales ya no regresan directamente al suelo donde se produce su alimento (Vitousek *et al.*, 1997) sino que son acumuladas en lagunas y pilas en lugares próximos a los criaderos (McMichael *et al.*, 2007), por lo tanto no se cierra el ciclo del N en los lugares donde se produce el alimento de los animales, sino que se acumula donde se crían (Dao y Schwartz, 2011; Bouwman *et al.*, 2013).

Las grandes concentraciones de excretas generan problemas de eutrofización de aguas, aumentan las emisiones de gases de efecto invernadero (Mosier *et*

al., 1998) y atraen vectores que pueden resultar en mayor presencia de plagas y enfermedades (Doud *et al.*, 2012).

En América Latina la población se concentra cada vez más en las zonas urbanas y las distancias a las que hay que desplazar los alimentos son cada vez mayores (Hardoy *et al.*, 2013), lo cual incrementa los problemas de fertilidad en los suelos agrícolas donde no se están reponiendo todos los nutrientes extraídos en las cosechas (Galloway y Cowling, 2002) y genera mayores concentraciones de residuos agrícolas en las ciudades donde se procesan estos alimentos.

Por tal motivo es necesario estudiar los ciclos biológicos como sistemas y no como procesos aislados, de tal manera que logremos dilucidar estrategias que nos ayuden a restaurar los ciclos biológicos rotos.

1.5.1 Problemática de los fertilizantes nitrogenados.

La demanda de fertilizantes ha venido creciendo aceleradamente en el mundo en general y en la Argentina en particular durante los últimos 20 años. Parte de estos fertilizantes son importados y otros son de producción nacional (Figura 10). La Argentina cuenta con una de las plantas de mayor producción de fertilizantes de América Latina (Profertil) ubicada en la ciudad de Bahía Blanca.

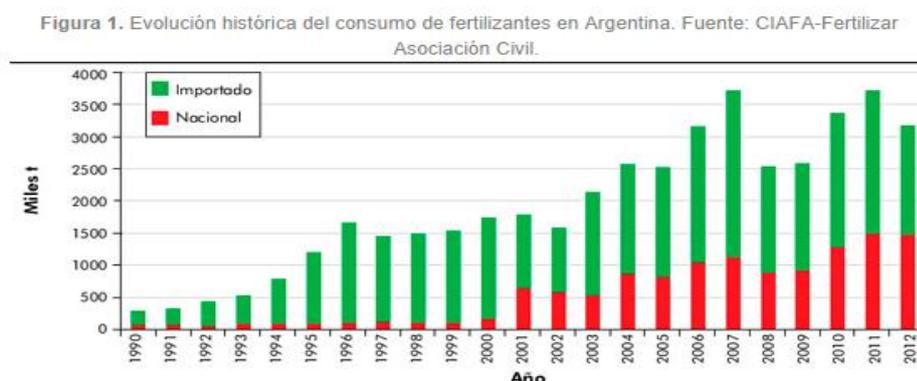


Figura 10. Histórico del consumo de fertilizantes en La República Argentina

Entre los fertilizantes, el N es el más usado en la agricultura, ya que es el principal limitante de la producción vegetal (Moore, 2010). La urea es el

fertilizante más utilizado en Argentina y su producción viene aumentando en gran medida desde el año 2002, cuando la planta de Profertil tuvo una importante ampliación (Figura 11).

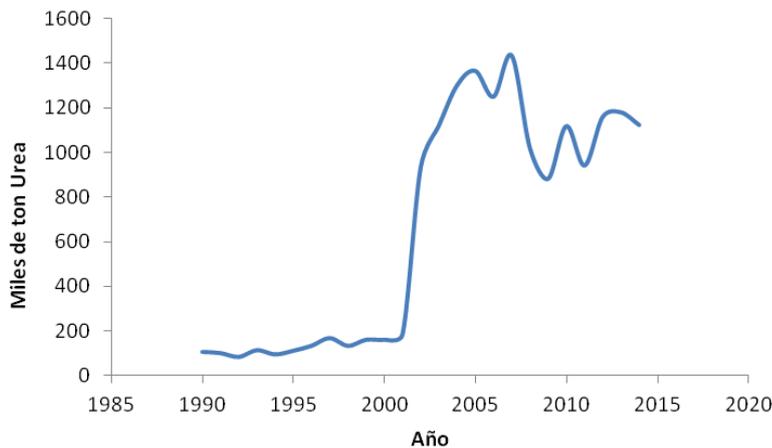


Figura 11. Producción histórica de urea (Instituto Petroquímico Argentino e INDEC 2014)

En la producción industrial de fertilizantes nitrogenados se utilizan comúnmente 49,200 BTU de energía por kg de urea producido (ITRC, 1994), ya que son sintetizados mediante el proceso de Haber-Bosch que requiere altas temperaturas y presiones (Smil, 2004). En la Argentina el 72% de la generación de energía proviene de termoeléctricas (Secretaría de Energía, 2014) y esto hace que el costo de los fertilizantes nitrogenados dependa en gran medida del costo de los combustibles fósiles.

La producción global de petróleo en la Argentina presentó un pico entre los años 2001 y 2003, cuando llegó a producir hasta 910.000 barriles de crudo por día (BP, 2014). A partir de esta fecha la producción petrolera ha venido disminuyendo hasta alcanzar los 656.000 barriles por día en el 2013, con una merma de casi un 30% en diez años (Figura 12). Esto mismo ocurre con la producción de gas natural, que alcanzó su punto más alto entre el 2005 y el 2007.

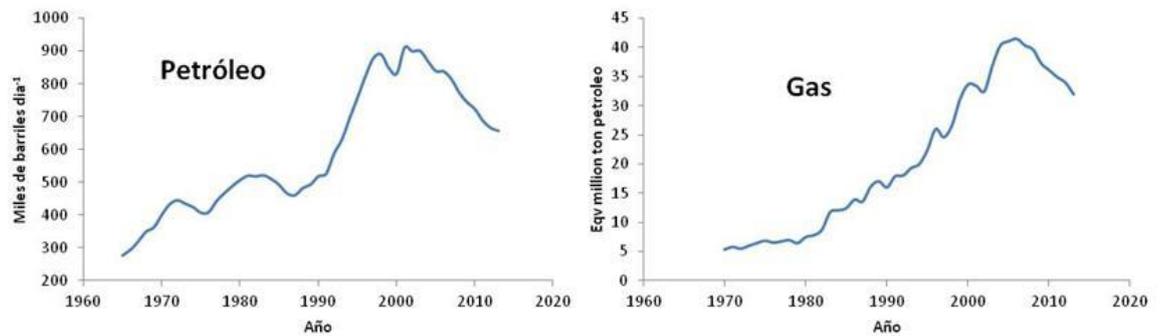


Figura 12. Pico del petróleo (izq.) y gas (der.) en Argentina (adaptado BP 2014)

Este comportamiento es característico de la explotación de combustibles no renovables en todo el mundo y es conocido como el pico de Hubbert (Bentley *et al.*, 2007; Sorrell *et al.*, 2012). Esto no necesariamente quiere decir que el petróleo y el gas se van a acabar inmediatamente, pero sí que cada año va a haber menos y se dependerá cada vez más de las importaciones. Inclusive si se hicieran nuevos descubrimientos de yacimientos o técnicas que mejoren la producción, éstas trasladarían los picos energéticos pero con el tiempo también van a disminuir (Figura 12).

Por lo tanto es conveniente evaluar diferentes tipos de alternativas a los fertilizantes de síntesis química, como lo pueden ser la adición de abonos orgánicos y el ciclado de nutrientes.

1.6 EL VALOR FERTILIZANTE DE LOS ABONOS ORGÁNICOS

1.6.1 Criterio del nitrógeno.

El N es el principal limitante de la producción vegetal y por tal motivo es comúnmente utilizado como criterio de dosificación de los abonos orgánicos (NRCS, 2000; Salazar-Sosa *et al.*, 2003); no obstante es necesario considerar que el N presente en dichos abonos no está totalmente disponible en el primer año de cultivo (Sullivan *et al.*, 2008) y es importante determinar la capacidad de degradabilidad y liberación de nutrientes, dado que las concentraciones totales no indican la capacidad de liberación en el tiempo (Leconte, 2010). Una parte importante de este N se encuentra en forma orgánica y necesita ser

mineralizado por los microorganismos del suelo para poder ser aprovechado por las plantas (Webb *et al.*, 2013; Roberts *et al.*, 2015).

La eficiencia de uso del N de los abonos orgánicos depende principalmente de la naturaleza de la materia orgánica y de las condiciones edafoclimáticas en las que se desarrolla el cultivo (Cardoso *et al.*, 2013; Webb *et al.*, 2013). La liberación de N en el corto plazo puede variar en gran medida (entre 0-100%) dependiendo del tipo de abono orgánico (Whitehead y Raistrick, 1990), por tal motivo deben realizarse experimentos en condiciones locales para determinar la cinética de liberación real de cada abono.

Diversos autores (Eghball *et al.*, 2002; Wienhold, 2007; Moberg *et al.*, 2013) han publicado resultados de la mineralización de estiércoles crudos y compostados en condiciones de campo (Tabla 1). Es posible utilizar estos datos como referencia para estimar dosis, sin embargo es probable que hayan algunas diferencias ya que la calidad del estiércol se ve afectada por la forma de recolección, el tiempo de almacenamiento, el tipo de alimentación, el sexo y la edad de los animales (Sullivan, 2008).

Tabla 1. Mineralización y máxima disponibilidad de N a campo para el primer y segundo año después de aplicación (Fm).

Abono	N Orgánico	Total disponible	Total disponible
	Min 1er año	1er año	2do año
	%		
Feedlot crudo	30	40	15
Feedlot	18	20	8
Compostado			
Gallinaza	55	90	2
Pollinaza	55	75	5
Estiércol de cerdo	40	90	2
Estiércol de Lechería	21	32	14

Adaptado de Eghball *et al.*, 2002

El N orgánico se caracteriza por tener velocidades de liberación lentas (Campbell *et al.*, 1994), sin embargo puede contener fracciones importantes de N lábil (Webb *et al.*, 2013). Este N rápidamente disponible puede perderse fácilmente por volatilización en forma de NH₃ gaseoso (Cayuela *et al.*, 2009), dependiendo de la forma en que sea aplicado en el suelo (Kulesza *et al.*, 2014;

Smith y Mukhtar, 2015): por lixiviación de NO_3^- a profundidades donde las raíces de las plantas no puedan alcanzarlo o por desnitrificación en condiciones de baja disponibilidad de O_2 (Figura 13).

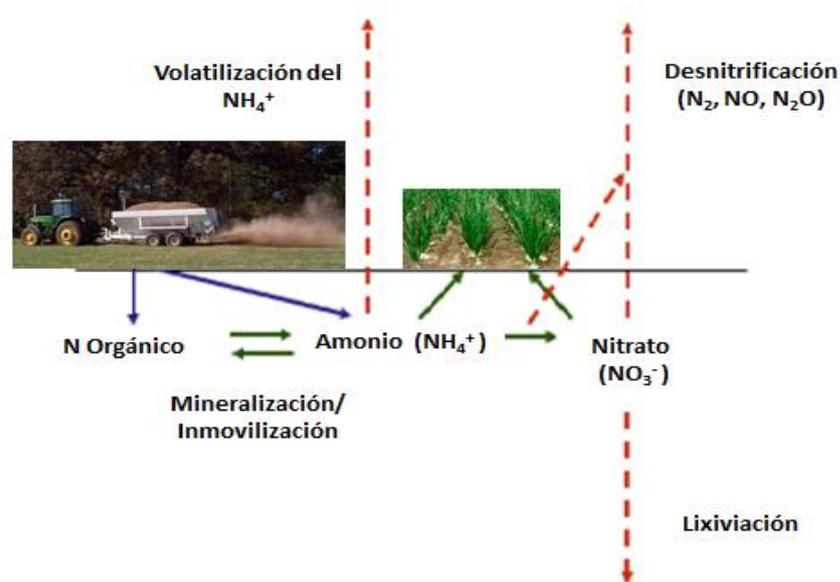


Figura 13. Transformaciones y pérdidas de N después de la aplicación de abonos orgánicos en el suelo (adaptado de Webb *et al.*, 2013)

Además debe considerarse que las pérdidas por volatilización son mayores entre más tiempo se tarde en incorporar los abonos (Dell *et al.*, 2012; Laboski, 2013). Webb *et al.* (2010) reportaron las mayores reducciones en emisiones de NH_3 cuando los barros eran incorporados inmediatamente. Pain *et al.* (1989) encontraron pérdidas de hasta un 50% del N en forma de NH_3 después de 4-12 horas de la aplicación efluente de estiércol de ganado en superficie. En la Tabla 2 encontramos algunos índices de retención de NH_4^+ para distintos tipos de estiércoles aplicados de diferentes maneras.

Las emisiones de NH_3 en lodos digeridos anaeróbicamente son menores que las del mismo material sin digerir. Rubaek *et al.* (1996) encontraron emisiones del 35% del N total en forma de NH_3 en lodos digeridos anaeróbicamente mientras que en los lodos sin digerir las emisiones alcanzaron valores cercanos al 45%.

Tabla 2. Amonio retenido después de aplicación (Kv).

Tiempo de incorporación	Tipo de Abono y contenido de Materia Seca (MS)					
	Agua de efluente (<1% MS)	Lodo delgado (1-5% MS)	Lodo grueso (5-10% MS)	Sólido (>10% MS)	Compost	Gallinaza Sólida (>10 MS)
	Fracción de NH ₄ ⁺ retenido					
Incorporación Inmediata 1 hrs	0.95	0.95	0.95	0.95	1	0.95
Incorporación 1 día después	0.95	0.70	0.60	0.50	1	0.70
Incorporación 2 día después	0.95	0.60	0.45	0.30	1	0.50
Incorporación 7 día después	0.95	0.55	0.40	0.20	1	0.40

Adaptado de Sullivan *et al.*, 2008

Estas pérdidas son mayores en estiércoles de aves y cerdos que en excretas sólidas de rumiantes, debido a que contienen mayores concentraciones de NH₄⁺ luego de ser excretados (Burger y Venterea, 2008; Sheppard y Bittman, 2013). Menzi (2002) reportó que los lodos y la gallinaza tienen relativamente grandes proporciones de N inorgánico (entre 35-80% del N total), en comparación con el estiércol de rumiantes que usualmente tiene menores cantidades (entre el 10-45%).

La dinámica del NH₄⁺ es especialmente importante para algunas enmiendas como lo son los estiércoles de las aves, caracterizados por tener altos contenidos de NH₄⁺ y ácido úrico, que constituyen importantes fracciones del N rápidamente mineralizable (Ruiz-Díaz *et al.*, 2008; Moore *et al.*, 2010) debido a que en su sistema excretor no tienen salidas independientes sino que la orina y las heces se mezclan en la cloaca (Nahm, 2003).

Importantes acumulaciones de NH₄⁺ también ocurren en abonos con altos contenidos de humedad o cuando hay bajas concentraciones de O₂ que no permiten el desarrollo de bacterias nitrificadoras (Leconte, 2010). Este fenómeno tradicionalmente ocurre en digeridos anaeróbicos (Bernal y Kirchmann, 1992), estiércoles de cerdo, efluentes de lechería y fosas de feedlot.

En estiércoles de rumiantes las bacterias nitrificadoras tienen mejor disponibilidad de O_2 para desempeñar su función, por lo tanto en este tipo de abonos el N inorgánico tiende a acumularse principalmente en forma de NO_3^- (Paré *et al.*, 1998; Peacock *et al.*, 2001). Esto resulta en un menor riesgo de pérdidas por volatilización, aunque aumenta el riesgo de pérdidas por lixiviación y desnitrificación (Cameron *et al.*, 2013).

Las pérdidas por lixiviación de NH_4^+ son bajas debido a que éste posee carga positiva y es retenido en el complejo de intercambio catiónico por afinidad eléctrica, mientras que las pérdidas de NO_3^- son más altas porque éste posee carga negativa y es repelido fácilmente. La textura del suelo también influye en las pérdidas de NO_3^- por lixiviación, siendo mayores en suelos arenosos; sin embargo puede llegar a ser importante en suelos pesados (Webb and Archer, 1993).

En algunos trabajos la aplicación de guano de gallina a tierras de cultivo en dosis superiores a 13.5 Mg ha^{-1} (base húmeda) resultó en excesos de NO_3^- superiores a 10 mg L^{-1} en las aguas subterráneas, que es el límite establecido por la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos para agua potable (USEPA, 1976; Liebhardt *et al.*, 1979).

Es necesario ajustar las fechas de fertilización de acuerdo al clima en donde se desarrolle el cultivo para evitar altos contenidos de NO_3^- en los momentos en los que ocurre la mayor lixiviación, como pueden ser los inicios de la primavera en zonas donde ocurran deshielos de nieve.

La desnitrificación ocurre en condiciones de baja concentración de O_2 en el suelo y en la presencia de NO_3^- . Cuando los abonos orgánicos presentan grandes cantidades de C lábil, se desarrolla una descomposición microbiana acelerada que puede llegar a disminuir las concentraciones de O_2 en el suelo (Hernández-Ramírez *et al.*, 2009) y puede resultar en pérdidas de N gaseoso por desnitrificación, especialmente en puntos calientes (Calderón y McCarty, 2005).

Para estimar el N disponible de abonos orgánicos (adaptado de Lang *et al.*, 2005) y las cantidades necesarias para suplementar un cultivo se pueden utilizar las siguientes ecuaciones:

$$N_f = NO_3 + NH_4 * K_v + Fm * (N_{orgánico})$$

$$Tasa Agronómica = \frac{Déficit de N del cultivo (kg ha^{-1})}{N_f 1er año (kg N t^{-1})}$$

Donde:

- ❖ Tasa Agronómica: la dosis necesaria en peso seco de abono por hectárea ($kg ha^{-1}$).
- ❖ Fm: mineralización durante el primer año con base en sistema de tratamiento (Tabla 1).
- ❖ Kv: constante de volatilización de N con base en sistema de aplicación (Tabla 2).

1.6.2 Criterio del fósforo.

La aplicación recurrente de las enmiendas orgánicas basadas en las necesidades de N de las plantas puede causar acumulaciones excesivas de P en el suelo (Edmeades, 2003), ya que la relación N/P oscila entre 0,8 y 1,8 en la mayoría de los abonos, que tiende a ser más baja que lo extraído por la mayoría de las cosechas (Moore *et al.*, 1995). La relación de extracción de la cebolla en el VBRC es de 5:1 (Lobartini *et al.*, 1992), por lo tanto si se realizan fertilizaciones frecuentes basadas en las necesidades de N de las plantas, el P tenderá a acumularse en el suelo (Leconte *et al.*, 2011).

En los ensayos de larga duración de Rothamsted se han reportado altas acumulaciones de P por el continuo uso de abonos orgánicos. Este tipo de contaminación se da en suelos de regiones templadas donde hay bajo contenido de arcillas sesquióxidos y caoliníticas que fijan P en suelos con pH bajo, mientras que el calcio lo fija a pH alto (Tisdale *et al.*, 1993).

Aunque el P no es un nutriente móvil puede llegar a perderse por escorrentía (Benskin *et al.*, 2014) cuando alcanza altas concentraciones, generando graves problemas ambientales (Correll, 1998), debido a que el P promueve el crecimiento exagerado de algas que posteriormente ocasionan descensos importantes en el O₂ disuelto en agua, lo que causa deterioro y destrucción de la vida acuática (Sharpley *et al.*, 1994).

También es necesario considerar que las altas concentraciones de P en el suelo incrementan la susceptibilidad de las plantas a enfermedades virales, debido a que este mineral es esencial para la multiplicación de los virus (Huber, 1980; 1981), aunque reduce las enfermedades en semillas y raíz al estimular un desarrollo vigoroso que les permite a las plantas evitar las enfermedades (Piraneque Gambasica, 2008).

Para dosificar los abonos orgánicos en la actualidad se utilizan varios criterios (Muñoz Ratto, 1999): si no hay riesgo de contaminación de aguas superficiales de lagos o ríos se puede dosificar de acuerdo a las necesidades de N de las plantas (Regan y Andersen, 2014), de lo contrario se debe dosificar de acuerdo a las necesidades de P (Eghball y Power, 1999; Mazzarino y Satti, 2012; Schoumans *et al.*, 2014).

$$Tasa\ Agronómica = \frac{Déficit\ de\ P\ del\ cultivo\ (kg\ ha^{-1})}{P_{disponible}\ 1er\ año\ (kg\ N\ t^{-1})}$$

El ganado excreta entre 40-70% del P ingerido en dietas con altos contenidos de este mineral (Dao y Schwartz, 2011). La ineficiencia para aprovechar P se debe a la baja actividad fitásica y a que sólo una pequeña fracción del P en los vegetales se encuentra en forma inorgánica y la mayor parte está ligada al ácido fítico; estos radicales tienen afinidad con diversos cationes como: Fe, Ca, Cu y Zn, citados en orden decreciente de afinidad. (Méndez, 1998).

Por lo anterior, el P comúnmente es suplementado en grandes cantidades en los establecimientos donde se realizan crías intensivas como es el caso de los feedlots y los tambos. Betteridge *et al.* (1986) encontraron que novillos alimentados con pasturas de alta calidad excretan entre 10–23 g P/día. En un

ensayo con vacas lecheras de alta producción (>55 kg de leche/día) y dietas con altos contenido de P (77-115 g P/día), Wu *et al.* (2001) reportaron incrementos lineales del P en sangre, orina y materia fecal (43-88 g P/ día). Resultados similares han sido publicados por Erickson *et al.* (2002) para ganado criado en feedlots.

Los animales monogástricos, como pollos parrilleros y gallinas ponedoras también son ineficientes para utilizar el P, llegando a excretar hasta el 70% del P ingerido en la dieta, ya que al igual que los cerdos, carecen de enzimas para hidrolizar el ácido fítico abundante en granos y alimentos balanceados; por tal motivo, comúnmente son suplementados con grandes cantidades de P en los alimentos (Dao y Schwartz, 2011). En la Argentina tradicionalmente se utiliza conchilla molida.

En la actualidad también se adicionan fitasas exógenas que permiten disminuir entre 25-30% el P en excretas sin comprometer la producción de pollos, gallinas y cerdos (Boling *et al.*, 2000; Adeola *et al.*, 2004); sin embargo, el uso de estas enzimas incrementa el P soluble en agua en las excretas, lo cual aumenta el riesgo ecológico ya que puede perderse por escorrentía y causar problemas de eutrofización de aguas.

1.6.3 Contaminación por metales pesados.

Dependiendo del origen de la materia orgánica algunos abonos pueden presentar contaminación con metales pesados (Liu *et al.*, 2014). Según USEPA (1993) debe restringirse el uso de lodos cloacales que presenten altos contenidos de metales pesados (Tabla 3) ya que pueden generar serios problemas a las personas y animales que consuman las plantas fertilizadas con estos abonos.

Tabla 3. Límites de elementos potencialmente tóxicos. Todos los valores están dados en base seca

Metales Pesados	Concentración máx.(mg/kg)	Carga máxima (kg/ha)	Concentración límite para alta calidad (mg/kg)	Carga anual (kg/ha/año)
As	75	41	41	2,0
Cd	85	39	39	1,9
Cu	4300	1500	1500	75
Pb	840	300	300	15
Hg	57	17	17	0,85
Mo	75	18	18	0,90
Ni	420	420	420	21
Se	100	100	100*	5,0
Zn	7500	2800	2800	140

1.6.4 Dinámica de mineralización del N.

Para simular la mineralización del N orgánico en el suelo se han propuesto diversos modelos. Entre los más populares se encuentra el modelo de Stanford y Smith (1972):

$$N_{min} = N_o(1 - e^{-kt})$$

Este modelo fue desarrollado para la materia orgánica propia del suelo y define la constante N_o como el Nitrógeno Potencialmente Mineralizable y la k como la constante de velocidad de mineralización.

Mediante este modelo es posible simular la dinámica del N en el suelo y sincronizar los requerimientos del cultivo, con las velocidades de mineralización de la materia orgánica, de tal forma que se puedan establecer las fechas de fertilización que maximicen el uso del N, ya que es posible que el abono pueda aportar los nutrientes necesarios para el cultivo, pero que éstos no estén disponibles en el momento que las plantas lo requieran.

La velocidad de la mineralización es decreciente con respecto al tiempo, tal como lo describe la ecuación exponencial negativa de la Figura 14 y tiende a cero conforme el N orgánico disminuye. Según Jenkinson y Rayner (1977) la materia orgánica en el suelo se puede dividir en 5 fracciones:

- ❖ DPM: materia orgánica descomponible
- ❖ RPM: materia orgánica resistente
- ❖ BIO: biomasa de microorganismos
- ❖ HUM: materia orgánica humificada
- ❖ IOM: materia orgánica inerte.

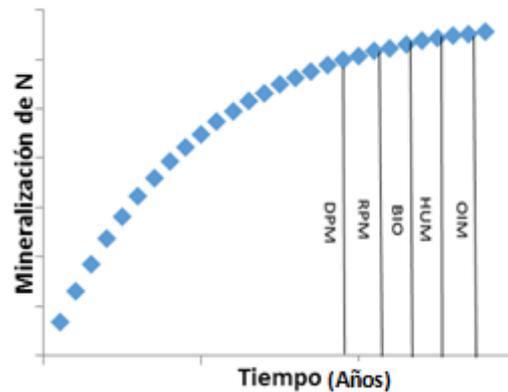


Figura 14. Mineralización de las diferentes fracciones de la Materia Orgánica

Según Webb (2013) el N disponible para el cultivo, es la fracción del Ni más la mineralizable después de descontar fracciones no disponibles por inmovilización y posibles pérdidas por volatilización, lixiviación y desnitrificación.

Tradicionalmente los estudios de esta dinámica se realizan primero en condiciones ideales de laboratorio y posteriormente se repiten en las condiciones de campo en las que se desarrolla el cultivo. Esto permite cuantificar el efecto de las condiciones de campo sobre la mineralización del abono estudiado.

No obstante es riesgoso realizar recomendaciones generales que apliquen para distintos suelos y climas, ya que la mineralización es un proceso que depende tanto de las propiedades de la materia orgánica del suelo, como del tipo de estiércol, especie (Ige *et al.*, 2015), alimentación de los animales (Sørensen y Fernández, 2003), tipo de cama y transformaciones durante el almacenamiento (Webb *et al.*, 2013), así como de las condiciones

edafoclimáticas en las que se desarrolle el cultivo (Griffin y Honeycutt, 2000; Sommer *et al.*, 2013).

Sin embargo diversos autores (Coleman y Jenkinson, 1999) han propuesto coeficientes de ajuste para distintos factores que afectan la mineralización, como por ejemplo la textura del suelo (Thomas *et al.*, 2015), temperatura, humedad (Basak y Biswas, 2014) y tipos de cobertura, entre otros.

Al simular la mineralización de enmiendas orgánicas el modelo de Stanford y Smith presenta el inconveniente de que no permite ajustar a valores negativos (inmovilización-pérdidas), que son comunes cuando se aplican abonos orgánicos en el suelo (Satti, 2007; Burger y Venterea, 2008). Por tal motivo al trabajar con abonos orgánicos conviene utilizar directamente los resultados obtenidos de las incubaciones y a partir de esto proponer estrategias agronómicas que maximice el uso del N del abono.

Una de estas estrategias podría ser una fertilización anticipada en caso de que la absorción del cultivo sea más alta, que la disponibilidad aportada por los abonos; esto también permitiría dar una respuesta oportuna, a periodos de inmovilización de nutrientes o abonos con bajas tasas de mineralización sin tener que aumentar las dosis.

Otra estrategia podría ser las aplicaciones fraccionadas o fertirriego, cuando los abonos presenten alto contenido de N lábil, como es el caso de la gallinaza. Esto disminuiría el riesgo de pérdidas por lixiviación y un mejor aprovechamiento de los nutrientes.

1.7 EFECTOS RESIDUALES

Según Eghball (2002) un estiércol animal mineraliza entre 55-20% en el primer año y entre 15-20% en el segundo año, dependiendo de la especie y el tipo de estabilización que haya tenido. Sin embargo al haber menor mineralización mayor será su efecto sobre la fertilidad a largo plazo del suelo. Esto quiere decir que entre más baja sea la mineralización, mayor será su efecto residual.

Los compost con altos contenidos de materia orgánica lábil (fácilmente atacable) estimulan la actividad biológica y la liberación de nutrientes, mientras que la materia orgánica recalcitrante o de lenta descomposición (por ej., rica en lignina), mejora la estructura del suelo, el almacenamiento de agua y nutrientes (Leconte, 2010). No obstante aplicaciones recurrentes de abonos orgánicos causan acumulaciones de los efectos residuales de años anteriores, como se puede apreciar en la Figura 15.

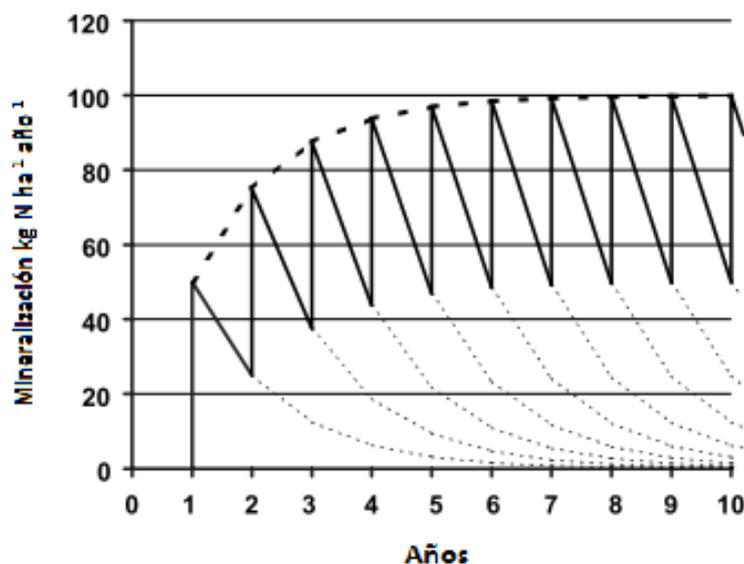


Figura 15. Simulación de efectos acumulativos de la mineralización en un suelo tratado anualmente con abonos orgánicos (Schröder, 2005).

Basándose en la extrapolación de experimentos de larga duración, la mineralización del N de abonos orgánicos puede continuar hasta por 100 años. No obstante, agrónomicamente esto no es práctico y por tal motivo solamente se consideran los primeros 5-10 años, dependiendo del tipo de abono y clima en que se encuentre este suelo (Webb *et al.*, 2013).

1.8 EFICIENCIA DE LA FERTILIZACIÓN

Se conoce como eficiencia agronómica a la cantidad adicional de biomasa fresca o seca producida a cosecha por unidad de abono utilizado.

Se puede calcular mediante la ecuación:

$$E_{f_{agronómica}} = \frac{Y_i - Y_0}{U_i}$$

Donde: Y puede ser la biomasa aérea o bulbos cosechados (kg ha^{-1}) y U_i la dosis de abono aplicado (kg N ha^{-1}).

La Eficiencia de Uso del N (EUN) o recuperación de N es la cantidad de N que puede aprovechar el cultivo durante una temporada de crecimiento.

$$EUN = \frac{Y_i - Y_0}{U_i}$$

Donde: Y puede ser N en planta entera o en bulbos cosechados (kg ha^{-1}) y U_i la dosis de abono aplicado (kg N ha^{-1}).

Según Webb *et al.* (2013) la eficiencia de uso de N del abono, debe considerar todo el N aprovechado por los cultivos en el largo plazo. Para evaluar esto tradicionalmente se utilizan cultivos perennes (no leguminosas), se cuantifica el efecto del abono entre 5-10 años, se ajusta por la eficiencia de recuperación del cultivo y de esta manera se estima de una forma indirecta el efecto residual de cada abono en el suelo. Comúnmente la recuperación de N en los cultivos en el segundo año varía entre 3-6% y en el tercero 1-2% del N total (Webb *et al.*, 2013).

Eficiencia fisiológica es la cantidad de N que es convertido en órganos de cosecha por la planta.

$$Eff = \frac{N_{bulbos}}{N_{abs}}$$

Donde: N_{bulbos} representa el N en los órganos de cosecha y N_{abs} es el N absorbido en la planta entera.

1.8.1 Determinación del valor fertilizante mediante curvas de respuesta.

El efecto benéfico de los abonos orgánicos sobre el cultivo no puede ser explicado en su totalidad por un solo indicador, ya que aporta tanto a la fertilidad física, como a la biológica y a la química. Por tal motivo diversos investigadores recomiendan estimar el valor fertilizante (VF) de los abonos orgánicos basándose en la respuesta de las plantas.

Para establecer el VF es posible utilizar curvas de respuesta de un cultivo indicador, las cuales describen la respuesta del cultivo en dosis crecientes del abono que se esté estudiando en rendimiento o biomasa. Esto permite establecer los rangos en los cuales la adición del abono tiene un efecto favorable para el cultivo, los rendimientos máximos y los intervalos de fitotoxicidad.

Dependiendo de las condiciones edafoclimáticas, un cultivo puede no responder a una fertilización o hacerlo de formas diferentes. En algunos casos el cultivo responde al incremento de las dosis hasta cierto punto y después se estabiliza (lineal-meseta) sin presentar mayores cambios y en otros casos puede presentar incrementos hasta cierto punto y posteriormente disminuir (cuadrático) (Sommer *et al.*, 2013).

Es necesario realizar las curvas de respuesta para cada cultivo y para cada abono, ya que los abonos orgánicos no poseen las mismas composiciones ni todos los cultivos tienen los mismos requerimientos nutricionales.

Además, Schröder (2005) propone realizar curvas de equivalencias con fertilizantes nitrogenados (N-VF), los cuales son una herramienta práctica para el agricultor, pero es importante resaltar que estos ensayos no consideran la residualidad de los abonos orgánicos que aumenta la fertilidad a largo plazo de los suelos y que los fertilizantes de síntesis química disminuyen la fertilidad a largo plazo al aumentar la mineralización y disminuir las fracciones más estables de la materia orgánica.

1.9 RIESGOS DE ABONOS CRUDOS

Es necesario tomar en cuenta los riesgos que presenta el uso de estiércoles crudos, especialmente cuando se fertilizan hortalizas que puedan ser consumidas en fresco, ya que los estiércoles comúnmente cuentan con presencia de patógenos como *Salmonella* y *E. coli* (Hruby *et al.*, 2016). No obstante, la tasa de supervivencia de los contaminantes en el estiércol y su transferencia a los productos depende de factores como el tipo de suelo, su pH, la dosis de estiércol y el momento de aplicación (Himathongkham *et al.*, 1999; Arboleya *et al.*, 2005).

Según Cabrera (2015) uno de los principales riesgos del uso de estiércoles como abonos orgánicos es la presencia de hormonas y antibióticos, como es el caso del estradiol, que se encuentra en forma natural en el estiércol de aves y puede alcanzar concentraciones entre 14-65 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de estiércol seco (Shore, 2009). Esta hormona lixivia fácilmente (Dutta *et al.*, 2012) y tiene efectos perjudiciales en el comportamiento de los peces en muy bajas concentraciones de 10-50 ng L^{-1} (Routledge *et al.*, 1998).

La monensina y salinomacina son comúnmente usados como promotores del crecimiento y para prevenir infecciones en pollos y en vacas. Estos antibióticos son del tipo ionóforo y se encuentran en la cama de pollos y en el estiércol de novillos de engorde, son fácilmente lixiviados por agua de lluvia, suprimen la reproducción de las lombrices de tierra (*Eisenia andrei*) y afectan los microorganismos del suelo y el zooplancton de ecosistemas acuáticos (Hillis *et al.*, 2007; Žižek *et al.*, 2011).

El exceso de estiércoles crudos también puede incrementar la incidencia de plagas, debido a que atrae insectos como las moscas que más adelante pueden causar problemas en el cultivo, como es el caso de la mosca de la cebolla (*Delia antiqua*) y de la mosca de la semilla (*Delia platura*).

Con el uso de abonos orgánicos crudos existe un mayor riesgo de perder nutrientes como el N y P por lixiviación en napas subterráneas y cuerpos de agua que el que puede tenerse con estos mismos abonos estabilizados (Moore

et al., 1995). No obstante, los estiércoles crudos tienen velocidades de mineralización más altas que los estabilizados mediante compostaje o vermicompostaje (Bernal y Kirchmann, 1992; Tognetti *et al.*, 2005). Estas menores tasas de mineralización comúnmente resultan en mayores eficiencias de recuperación de los cultivos.

Por lo anterior, diversos autores recomiendan tratar los estiércoles para minimizar los riesgos sanitarios y obtener abonos con menores velocidades de liberación de nutrientes (Preusch *et al.*, 2000). Durante el compostado se registran temperaturas de hasta 70°C (Tognetti, 2007) que reducen la viabilidad de semillas de malezas, la atracción de vectores y minimizan las sustancias fitotóxicas (Tiquia y Tam, 1999). Según Cabrera (2015) el estradiol, la monensina y la salinomacina se degradan durante el almacenamiento en pilas por más de 4 semanas.

1.10 HIPÓTESIS GENERAL

La mineralización del nitrógeno es el criterio más adecuado para dosificar los abonos orgánicos en el cultivo ecológico de cebolla (*Allium cepa* L.) cv Valcatorce INTA, en el Valle Bonaerense del Rio Colorado.

1.11 OBJETIVO GENERAL

Optimizar las dosis de aplicación de diversas enmiendas y abonos utilizados en el cultivo ecológico de la cebolla, mediante el estudio de la mineralización del N y del P orgánico.

1.12 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ❖ Estimar las tasas y los potenciales de mineralización de N y P de los abonos estudiados en condiciones ideales de laboratorio y en condiciones de campo.
- ❖ Estudiar el crecimiento y la acumulación de macro y micro nutrientes en hojas, bulbos y raíces de la cebolla Valcatorce INTA.

- ❖ Evaluar el efecto de la fertilización orgánica sobre la calidad y el rendimiento de la cebolla Valcatorce INTA.
- ❖ Estudiar la dinámica del N y optimizar su uso en el cultivo ecológico de la cebolla fertilizada con abonos orgánicos.

CAPÍTULO 2: INCUBACIÓN DE MINERALIZACIÓN EN CONDICIONES IDEALES

2.1 INTRODUCCIÓN

El Nitrógeno (N) es el nutriente más limitante en el suelo, sin embargo en los abonos orgánicos no se encuentra inmediatamente disponible y necesita ser descompuesto y mineralizado por los microorganismos del suelo a NH_4^+ y NO_3^- (Moore *et al.*, 2010) para poder ser usado por las plantas. Este proceso es lento y puede causar periodos de carencia en los cultivos, o si es muy rápido puede ser que los nutrientes disponibles se pierdan antes de que el cultivo los requiera. Entender los patrones de liberación de N y la descomposición de residuos orgánicos, permite optimizar la eficiencia en sistemas de producción agrícola (Zarabi y Jalai, 2012).

El buen manejo del N debe estar basado en las tasas de mineralización, en la correcta sincronización entre la fertilización y las necesidades del cultivo y en la colocación del abono cerca de las raíces de las plantas, lo que permite maximizar la absorción (Preusch *et al.*, 2000).

El uso de materia orgánica como fuente de N comúnmente se da en forma de estiércoles; sin embargo, distintos autores han demostrado que el N de éstos depende de la especie, la alimentación, la edad del animal y el tipo de cama que se use (Nahm, 2003). Además los estiércoles puede ser aplicados en fresco, compostados o lombricompuestos y su dinámica de liberación varía según sea su materia prima.

Los guanos más utilizados para abonar cultivos hortícolas en la Argentina son la G, el Estiércol Bovino (EB) y el Ovino (EO). El guano de aves se caracteriza por tener las mayores concentraciones de nutrientes, debido a que las excretas se encuentran mezcladas con la orina, mientras que los rumiantes realizan deposiciones separadas (Azeez y Van Averbeke, 2010; Cabrera, 2015).

Azeez y Van Averbeké (2010) reportó menor mineralización en estiércol caprino que en EB y que en G; esto en parte se debe a la alimentación y al tipo de digestión de cada especie, pero adicionalmente sucede que el estiércol de rumiantes es usualmente dejado en el suelo de los corrales por varios meses antes de ser colectado, y hasta el 50% del N excretado puede perderse durante este periodo (Egball, 2000).

La forma como se trata la materia orgánica después de haber sido colectada afecta su dinámica de mineralización. Bernal y Kirchmann (1992) encontró que el estiércol de cerdo estabilizado aeróbicamente era más recalcitrante que el fresco (Egball, 2000; Preusch *et al.*, 2002) y que el digerido anaeróbicamente (Cayuela *et al.*, 2010).

El compostaje es una forma de estabilización de la materia orgánica en donde la mayor parte de N se encuentra en formas complejas, por tal motivo los abonos estabilizados mediante este proceso tienen tasas de liberación más lentas que las del mismo producto no compostado (Laos *et al.*, 2000). Esto permite retener el N en una forma no susceptible a la pérdida por lixiviación o por volatilización (Tognetti, 2007).

El ácido úrico y la proteína sin digerir son los dos principales componentes del N en guano de ponedora, éstos se descomponen rápidamente y se acumulan en forma de NH_4^+ ; que al ser aplicado a tierras de cultivo, varía entre el 50-90% del N total dependiendo de la forma en que la G haya sido colectada, almacenada y tratada (Nahm, 2003; Ruiz Díaz *et al.*, 2008). Gordillo y Cabrera, (1997) y Qafoku *et al.*, (2001) encontraron que la concentración de ácido úrico está fuertemente correlacionada ($r^2 > 90$) con el N rápidamente mineralizable de la G y en altas concentraciones aumenta el riesgo de generar emisiones de NH_3 y lixiviación de NO_3^- a las aguas subterráneas.

Entre las formas más aceptadas de estimar la mineralización, se encuentran las determinaciones en laboratorio, donde se incuba en condiciones ideales, y las *in-situ*, en las que se incuba en las mismas condiciones en las que se desarrolla el cultivo. En estas incubaciones se evalúa la liberación de NH_4^+ y

NO_3^- (Honeycutt *et al.*, 2005; Griffin *et al.*, 2007). La mineralización en condiciones ideales permite establecer los potenciales máximos de "liberación" de cada enmienda y con los estudios de campo es posible determinar el efecto de la temperatura variable, tipo de suelo y de cobertura y estimar las cantidades reales que están siendo "liberadas" para el cultivo.

La mineralización de N es realizada por los microorganismos del suelo y su desempeño se ve afectado por diversas condiciones. La temperatura (Griffin y Honeycutt, 2000; Watts *et al.*, 2014), los ciclos de humedecimiento y secado (Honeycutt *et al.*, 2005) y la textura del suelo (Watts *et al.*, 2014) son algunos de los más estudiados.

Por un lado, los ciclos de humedecimiento y secado favorecen el crecimiento de las poblaciones microbianas en la fase húmeda y la descarga de NH_4^+ y NO_3^- en la fase seca (Cabrera, 1993; Mikha *et al.*, 2005; Watts *et al.*, 2007); y por el otro, la textura del suelo puede afectar la mineralización de las enmiendas orgánicas, ya que la arcilla estabiliza la materia orgánica mediante la protección física evitando el ataque de los microorganismos (Hassink *et al.*, 1994; Franzluebbers *et al.*, 1996; Mubarak *et al.*, 2010). Según Moore *et al.*, (2010), las tasas de mineralización se ven afectadas por las proporciones de las fracciones lábiles de N orgánico y por las concentraciones de compuestos tóxicos para las bacterias mineralizadoras de N.

El modelo que mejor describe la cinética de la mineralización de los abonos orgánicos es la ecuación propuesta por Stanford y Smith (1972). Sin embargo, esta ecuación fue ideada para suelo sin abonar y no considera los periodos de inmovilización, que ocurren comúnmente al adicionar materia orgánica. Simular estos fenómenos es indispensable para evitar periodos de carencia en los cultivos y para optimizar el suministro de N mediante una elección apropiada de la fecha de aplicación (Burger, 2008).

Las características químicas de los abonos han sido utilizadas como indicadores de la mineralización y la disponibilidad de nutrientes. Tognetti

(2007) y Leconte (2010) han reportado correlaciones entre el máximo N mineralizable de diversos abonos orgánicos con la relación C:N o con el pH.

En un experimento con guano de pavo, Burger y Venterea (2008) concluyeron que para enmiendas que tienen importantes contenidos de materia orgánica lábil (ácido úrico, urea, etc.), la concentración de NH_4^+ puede ser utilizada como indicador de la fracción disponible para los cultivos durante el año de aplicación.

2.2 OBJETIVO

El objetivo de este estudio fue comparar la tasa de mineralización potencial y la cantidad de N disponible para las plantas durante un periodo equivalente a una temporada de cultivo primavero-estival para varios abonos orgánicos.

2.3 MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron dos incubaciones aeróbicas de laboratorio: en la primera se evaluó la dinámica de mineralización de siete enmiendas orgánicas (Tabla 4) en un suelo arenoso, más un control sin abonar. En la segunda, se evaluó el efecto de la mineralización de tres abonos orgánicos en dos suelos de texturas contrastantes, uno arcilloso y otro arenoso. Las enmiendas utilizadas y su lugar de procedencia se encuentran detallados en la Tabla 5.

Tabla 4. Abonos utilizados en la primera incubación aeróbica

Abonos	Procedencia
BioOrganutsa (BioO)	Abono orgánico comercial, DAASONS, Bahía Blanca
Compost de Gallinaza-Chip de poda (GC)	Departamento de Agronomía, UNS, Bahía Blanca
Lombricompuesto (LC)	Lombricompuesto de residuos sólidos urbanos; Ecoplanta, General Cerri, Bahía Blanca
Estiércol Bovino (EB)	EEA INTA Hilario Ascasubi
Estiércol Equino (EE)	Caballerizas del Parque Independencia, Bahía Blanca
Estiércol Oveja (EO)	Corrales del Departamento de Agronomía, UNS.
Gallinaza (G)	Sabor Pampeano S.A., Hilario Ascasubi

Tabla 5. Abonos utilizados en la segunda incubación aeróbica

Abonos	Procedencia
BioOrganutsa (BioO plus)	Abono Orgánico Comercial, DAASONS con N adicional
Compost de Estiércol Bovino (CEB)	Compost de residuos de cebolla y estiércol bovino, Centro Universitario Regional de la Zona Atlántica, Viedma, Argentina.
Lombricompuesto (LC)	Lombricompuesto de residuos sólidos urbanos; Eco-planta, General Cerri.

2.3.1 Caracterización de las enmiendas y el suelo a utilizar.

Las incubaciones se realizaron en varios suelos representativos de la zona de producción hortícola del área de influencia de Bahía Blanca. En la primera incubación se usó un suelo de la capa superficial (0-20 cm) Hapludol Entico, franco-arenoso, perteneciente a la serie "La Merced" (Codagnone, 1991) colectado de la parcela agroecológica de la EEA INTA Hilario Ascasubi y para la segunda incubación se usaron dos suelos de la capa superficial (0-20 cm): el primero es un suelo Ustipsament Tapto Petrocálcico, franco-arenoso (Arcilla 10,3, Limo 6,3, Arena 83,5), colectado de la huerta orgánica del Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur y el segundo un suelo arcilloso (Arcilla 48,6, Limo 41,6, Arena 9,8) perteneciente a la serie "Chacra" (Masotta, 1970) colectado de un campo irrigado del valle inferior de la provincia de Río Negro, Argentina.

Los suelos y los abonos orgánicos se secaron al aire, se tamizaron por 2 mm y se les realizaron determinaciones de: Fósforo (P), Potasio (K), Azufre (S), Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Manganeso (Mn), Sodio (Na), Boro (B), Cobre (Cu), Hierro (Fe) y Zinc (Zn) por espectrometría de absorción atómica (Pendias y Pendias, 2000). El N total se realizó en fresco en las enmiendas orgánicas para evitar la volatilización de amonio durante el secado (Combs *et al.*, 2003) y se determinó por semi-micro Kjeldahl (Mulvaney, 1996). La caracterización para la incubación 1 y 2 se encuentra en las Tablas 6 y 7 respectivamente.

Tabla 6. Composición química de los abonos usados en la segunda incubación de mineralización.

Abono	N	C	Ca	Mg	Na	Fe	S	P	Mn	B
	%								mg kg ⁻¹	
Gallinaza (G)	4,1	13,8	13,7	1,2	1,2	0,1	0,9	2,3	1240	68,5
Lombricompost (LC)	2	18,4	6,3	0,5	0,6	0,7	0,5	0,5	216	0,1
Estiércol Bovino (EB)	3,1	23	2,4	0,6	0,7	0,7	0,3	0,8	283	29
Estiércol Equino (EE)	1,5	20,3	2,1	0,4	0,5	1	0,2	0,2	301	6,3
Estiércol Ovino (EO)	0,8	12,7	1,2	0,3	0,1	1,2	0,1	0,2	337	12,4
BioOrganutza (BioO)	9,9	15,5	5,6	2,3	0,6	0,4	0,7	1,7	425	49,4
Gallinaza Compostada (C)	0,6	20,1	4,8	0,4	0,6	0,7	0,4	0,8	342	43,2
Suelo			0,5	0,4	0,1	1,3	0	0,04	313	<0,1

Tabla 7. Composición química de los abonos usados incubación de mineralización.

Abono	C	N	P	K	Ca	S	Mg	Na	P	Fe	Mn	Zn	B	Cu
	-%-											mg kg ⁻¹ -		
BioOrganutza (BioO plus)	13.7	7.98	1.48	2.82	5.40	2.43	2.42	1.09	1.48	0.30	195	94	95	43
Compost (CCE)	12.1	1.29	0.37	1.38	3.17	0.49	0.71	0.58	0.37	0.80	246	65	41	20
Lombricompost (LC)	17.4	1.49	0.56	0.94	5.65	0.48	0.47	0.51	0.56	1.30	321	230	25	158

Todos los valores están expresados en base seca

2.3.2 Incubaciones.

Las incubaciones se realizaron en frascos de 500 mL de plástico, con tapa perforada que permitió el intercambio gaseoso; se llenaron con 300 g de suelo (equivalente a seco en estufa) tamizado por 2 mm, abonado y sin abonar. Los abonos se tamizaron por 5 mm para retirar piedras y material grueso sin descomponer (Calderon *et al.*, 2005) y se adicionaron a razón de 350 kg N ha⁻¹, de manera similar a lo propuesto por Honeycutt *et al.* (2005). La masa de suelo se cálculo considerando una profundidad de suelo de 0,2 m y una densidad aparente de 1,1 g cm⁻³. Para calcular las cantidades se abonos necesarios se utilizo la formula:

$$Abono (g/frasco) = 350 \text{ kg N} \times \frac{100}{\%N_{fresco}} \times \frac{1 \text{ ton}}{1000 \text{ kg}} \times \frac{300 \text{ g}}{Masa \text{ de suelo}}$$

$$Masa \text{ de suelo} = densidad \text{ aparente} \times prof \times 10.000 \text{ m}^2$$

La incubación se realizó a una temperatura constante de 25°C en un cuarto térmicamente aislado y con control automático de temperatura. Durante la

incubación se realizaron cuatro ciclos de humedecimiento y secado, para recrear los ciclos de humedecimiento y secado que se dan en condiciones naturales y que generan descargas de Ni por el crecimiento y decrecimiento de la biomasa microbiana (Mihka *et al.*, 2005; Griffin *et al.*, 2007).

Para esto al inicio de cada ciclo las muestras fueron humedecidas hasta el 60% del espacio poroso (EP), se dejaron secar hasta alcanzar el 30% y fueron nuevamente humedecidas hasta el 60%. La humedad fue controlada con una balanza gravimétrica y los riegos fueron realizados con pipeta y gotero.

En la primera incubación se incorporaron los abonos en el primer día y se tomaron sub-muestras de cada frasco a los 1, 12, 45, 58, 72, 84, 111 y 130 días de iniciado el ensayo. En cada fecha de muestreo se tomaron 30 g de suelo húmedo: 20 g se destinaron a la determinación de humedad gravimétrica y los 10 g restantes a la determinación de NH_4^+ y NO_3^- mediante semi-micro Kjeldhal, utilizando una relación 1:5 de extractante 2M KCl (Mulvaney, 1996).

En la segunda incubación el suelo sin abonar fue preincubado durante 4 semanas para evitar la descarga de N inorgánico de la biomasa lisada por el secado del suelo y para restablecer la flora microbiana (adaptado Honeycutt *et al.*, 2005). Posteriormente se incorporaron los abonos, se muestreó a los 0, 12, 45, 58, 72, 84, 111 y 130 días después de su aplicación y se determinó humedad gravimétrica y NH_4^+ y NO_3^- , de igual forma que en la primera incubación.

2.3.3 Cálculos.

La dinámica de N en el suelo abonado se evaluó de varias formas:

- (i) la acumulación de N inorgánico (Ni) ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$)
- (ii) la dinámica de amonificación y nitrificación
- (iii) la mineralización del suelo abonado (N_{min}), calculado mediante la ecuación:

$$N_{\text{min}} = \text{NO}_{3\text{t=i}} - \text{NO}_{3\text{t=0}}$$

- (iv) la mineralización aportada por los abonos orgánicos (N_{mine}) se calculó mediante la ecuación:

$$\%N_{\text{mine}} = \frac{\{\text{NO}_3_{t=i} - \text{NO}_3_{t=0}\} - \{\text{NO}_3_{t=i} - \text{NO}_3_{t=0}\}_{\text{control}}}{\text{Dosis aplicada}} \times 100$$

Estos cálculos asumen que no habrá efecto de cebado (*Priming effect*) en la mineralización de materia orgánica del suelo por la adición de los abonos (Honeycutt, 2005).

2.3.4 Análisis estadístico.

En la primera incubación se utilizó un diseño experimental de dos factores con tres repeticiones al azar, en el factor principal se evaluaron los abonos y en el secundario las fechas de muestreo. En la segunda se utilizó un diseño de tres factores con tres repeticiones al azar, tipo de suelo, fechas y abonos. Para la comparación de pares se utilizó el test de diferencias mínimas significativas de Fisher y finalmente se realizaron regresiones múltiples para predecir la disponibilidad de N, utilizando el software INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2010).

2.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.4.1 Primera Incubación.

Los tratamientos presentaron diferencias en la dinámica de amonificación ($P_{\text{interacción}} < 0,001$) y nitrificación ($P_{\text{interacción}} < 0,001$); sin embargo, hubo una dinámica de N_i similar ($P_{\text{interacción}} > 0,1$). Esto indica que la dinámica del N_i en todos los tratamientos en el tiempo se comporta de la misma forma y por lo tanto que se puede analizar en conjunto en forma general. También sugiere que las diferencias entre la dinámica de nitrificación y amonificación se compensan, por tal motivo al evaluar el N_i ya no se encuentran.

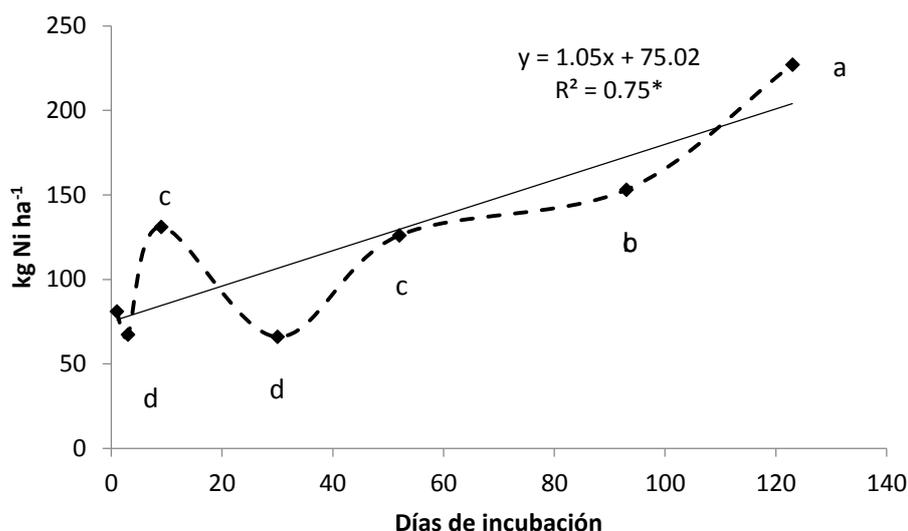


Figura 16. Cinética media de acumulación de $\text{N-H}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$ (Ni). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,0001$)

La dinámica general del Ni, de todos los tratamientos, durante la incubación se presenta en la Figura 16, donde se puede apreciar un pico positivo en el día 9, que luego desciende hasta el día 30 y posteriormente continúa con una tendencia positiva por el resto de la incubación.

Los picos de NH_4^+ han sido descritos por diversos autores que los explican esto como una descarga generada por la biomasa lisada durante el secado del suelo o por la materia orgánica que se torna más susceptible al ataque microbiano luego del secado y re-humedecimiento (Franzluebbbers *et al.*, 1996; Bengtsson *et al.*, 2003).

Stanford y Smith (1972) recomiendan ignorar este fenómeno y modelar la dinámica a partir de la segunda semana de incubación, para evitar una sobre estimación de la mineralización causada por un fenómeno que en realidad no se da en condiciones de campo (Cabrera *et al.*, 1994).

Al comparar N_i se encontraron diferencias significativas entre abonos ($p < 0.0001$) y entre fechas de muestreo ($p < 0.0001$), a pesar de que todos los suelos abonados recibieron las mismas cantidades de N_{total} . El BioO presentó los mayores contenidos de N_i seguido por EO, EE, G, EB, LC y finalmente el

testigo, que alcanzaron máximos de 230, 131, 121, 103, 97, 89 y 80 kg Ni ha⁻¹ respectivamente (Figura 17).

Estos resultados coinciden con Levi-Minzi *et al.* (1990), quienes también encontraron menor N mineralizable en el EB que en G; pero no coinciden con lo reportado por Antoniadis (2013) y Rasouli-Sadaghiani y Moradi (2014), quienes encontraron mayor acumulación de N_i en G que en EO y B. Esto probablemente se deba a que la G utilizada en este experimento provenía de una pila que llevaba más de 6 meses en campo, y es posible que gran parte del N mineralizable se haya perdido durante este almacenamiento.

En un ensayo en Pakistán, Abbasi *et al.* (2007) reportaron mayor liberación de Ni de un suelo abonado con G que en los abonados con EB y EO, que registraron máximos de 52, 40 y 50 mg N kg⁻¹ de suelo respectivamente.

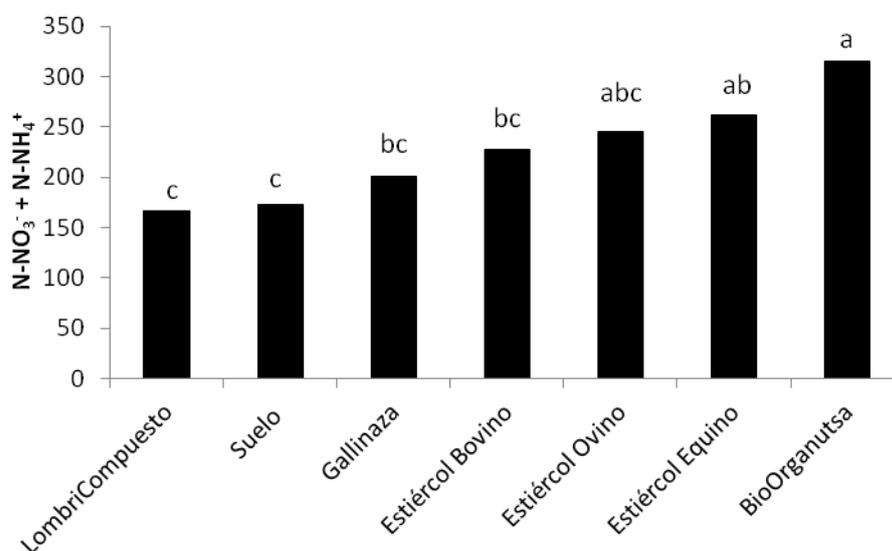


Figura 17. Disponibilidad máxima de Ni de los abonos incubados. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.0001$)

La adición de los abonos al suelo resultó en elevados niveles de N-NH₄⁺ inicial ($P < 0,01$), que aumentó hasta alcanzar concentraciones pico en el día 3 para la G, BioO y LC, y en el día 7 para el EB, EO y EE (Figura 18). Esto probablemente se deba a que las poblaciones de las bacterias amonificadoras son más diversas y numerosas que las de las nitrificadoras. Resultados

similares han sido reportados por Moore *et al.*(2010) y Zarabi y Jalai (2012), que describieron picos de $N-NH_4^+$ en los primeros 30 días de incubación.

Después de esto las concentraciones de $N-NH_4^+$ decrecieron rápidamente, mostrando una tendencia de amonificación negativa ($P<0.05$) y llegando a alcanzar, en aproximadamente 30 días, niveles similares a los del suelo sin abonar, que se mantuvieron por el resto de la incubación.

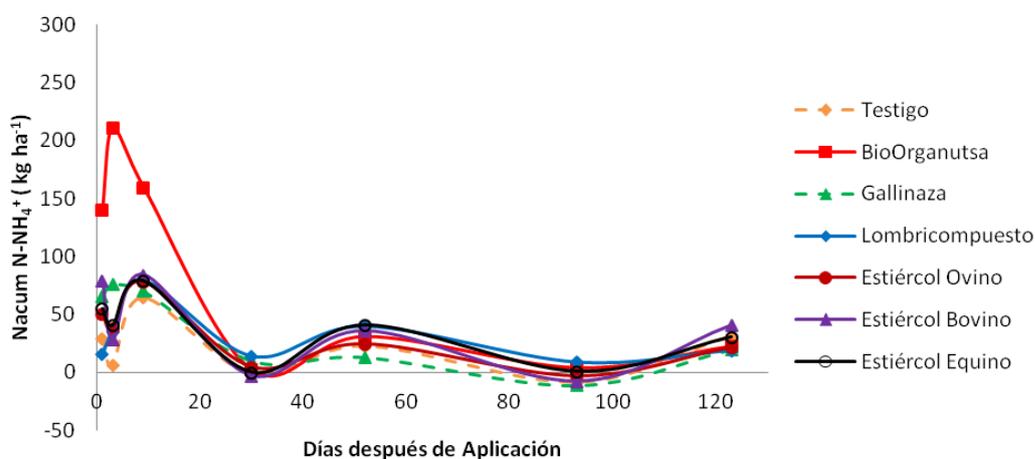


Figura 18. Dinámica de $N-NH_4^+$ en un suelo arenoso abonado con siete enmiendas orgánicas

En condiciones similares de experimentación, Azeez y Van Averbeke (2010) reportaron un incremento significativo de $N-NH_4^+$ en el día 20 para el suelo abonado con gallinaza, y luego una tendencia negativa de amonificación por el resto de la incubación, mientras que el suelo abonado con estiércol ovino y estiércol bovino mantuvieron una tendencia negativa durante los 120 días de incubación.

La concentración de NO_3^- aumentó conforme el $N-NH_4^+$ disminuía, sugiriendo una rápida nitrificación que alcanzó niveles similares, aunque un poco menores. Este fenómeno se puede apreciar de mejor forma en el suelo tratado con BioO en la Figura 19.

Varios autores recomiendan estudiar la acumulación de NO_3^- en vez de $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ debido a que el NO_3^- constituye la fracción más abundante del N mineral del suelo y tiene un patrón de liberación similar al de la suma de $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ (Griffin y Honcutt, 2000). Para las plantas, tanto el NH_4^+ como el NO_3^- están inmediatamente disponibles. Sin embargo, las acumulaciones de N en el suelo comúnmente se dan en forma de NO_3^- porque el NH_4^+ se nitrifica rápidamente en condiciones normales. Esto tiene particular importancia en abonos con altas cantidades de NH_4^+ .

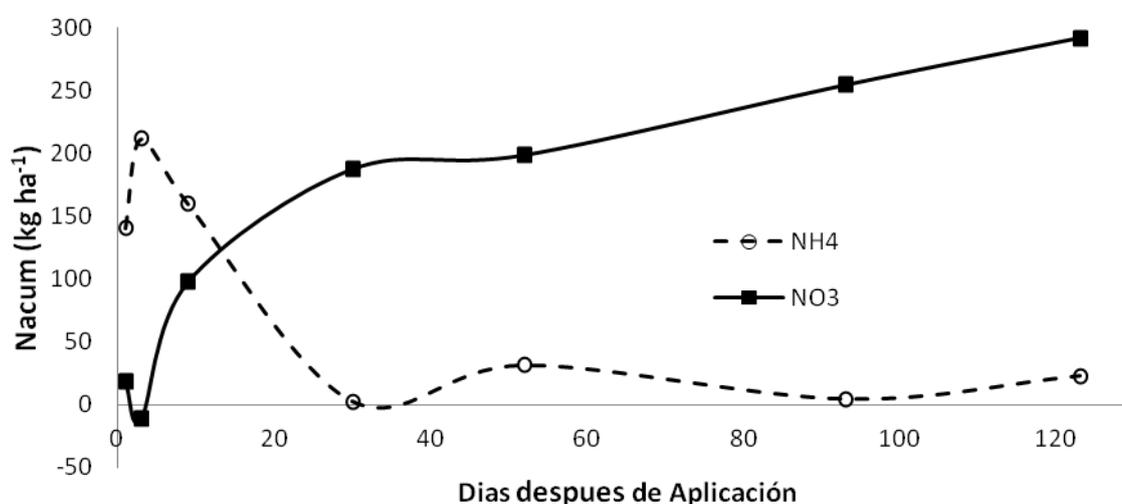


Figura 19. Cinética del N en un suelo tratado con BioOrganutsa

Las altas concentraciones de NH_4^+ sugieren la presencia de condiciones que inhiben la nitrificación; esto es comúnmente encontrado en excretas líquidas, digeridos anaeróbicos (Sørensen y Jensen, 1995) y en gallinaza y estiércol de cerdo (Zarabi y Jalai, 2012), que por su alto contenido de humedad no permiten la nitrificación, ya que éste es un proceso aeróbico estricto.

En el primer muestreo se encontraron mayores ($P < 0,05$) concentraciones de NO_3^- en los suelos sin abonar que en los suelos abonados (Figura 20), y a partir del segundo muestreo se encontraron dos dinámicas de nitrificación ($P_{\text{interacción}} < 0,05$). EO y LC presentaron una tendencia positiva ($P < 0,01$) de acumulación de NO_3^- durante toda la incubación, mientras que G, BioO, EB y EE presentaron un pico negativo de NO_3^- en el día 3 (Figura 21) y

posteriormente crecieron rápidamente, mostrando una tendencia positiva de nitrificación ($p < 0.05$). Resultados similares han sido reportados por Abbasi (2012).

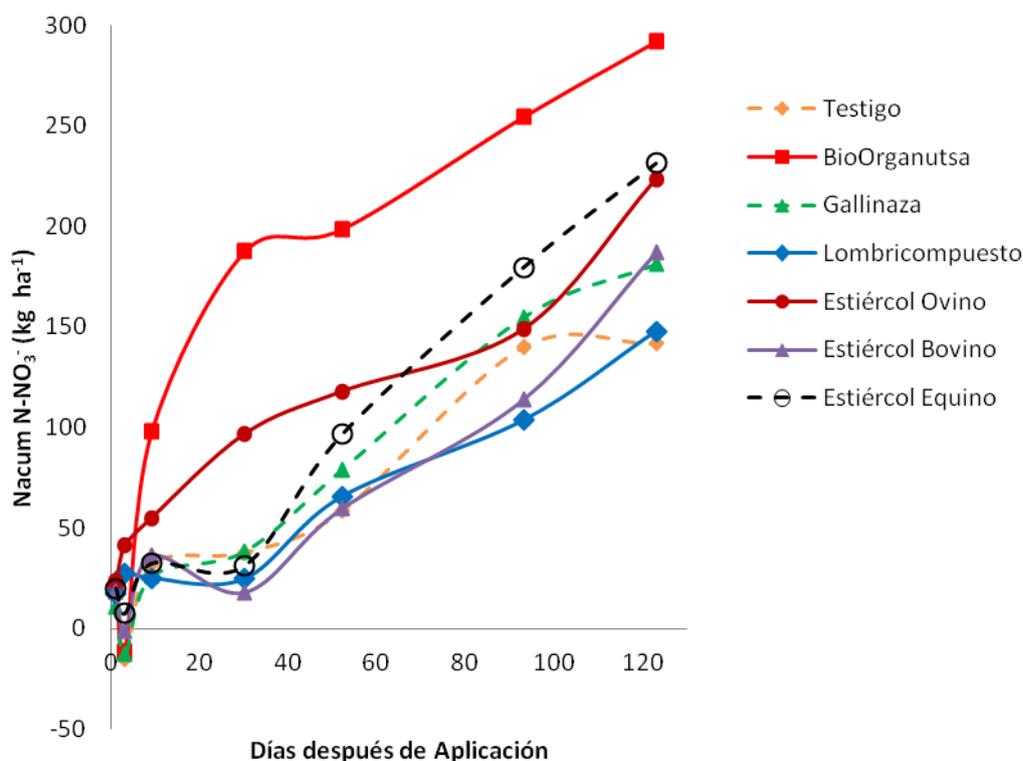


Figura 20. Dinámica de acumulación de $N-NO_3^-$ en un suelo franco-arenoso tratado con siete abonos orgánicos.

Esta disminución en los contenidos de $N-NO_3^-$ durante los primeros días de la incubación puede apreciarse como un periodo negativo al realizar los cálculos de mineralización, como se puede apreciar detalladamente en la Figura 21.

Diversos autores han reportado picos negativos en los primeros días de incubación. Según Calderón *et al.* (2005) los descensos en el N inorgánico ocurridos inmediatamente (días o semanas) después de la incorporación de estiércoles, se pueden atribuir a la volatilización de NH_3 , a la desnitrificación y a la inmovilización microbiana. Dado que en este ensayo la disminución de $N-NH_4^+$ es similar al incremento en $N-NO_3^-$, probablemente la inmovilización prevalezca sobre las pérdidas gaseosas. Tognetti (2007) reportó inmovilización

de N durante las 2 primeras semanas de incubación, después de la adición de diferentes lombricompostos y compost.

Mediante un estudio con N₁₅, Burger y Venterea (2008) demostraron que el descenso en el N-NH₄⁺ inicial de un suelo tratado con estiércol de lechería, podía ser explicado por la absorción de N de los microorganismos.

La inmovilización de N se debe a que la adición de materia orgánica lábil aumenta la energía y el alimento de los microorganismos, estimulando su actividad, lo que hace que consuman más N disponible que lo aportado por la mineralización (Abbasi *et al.*, 2007).

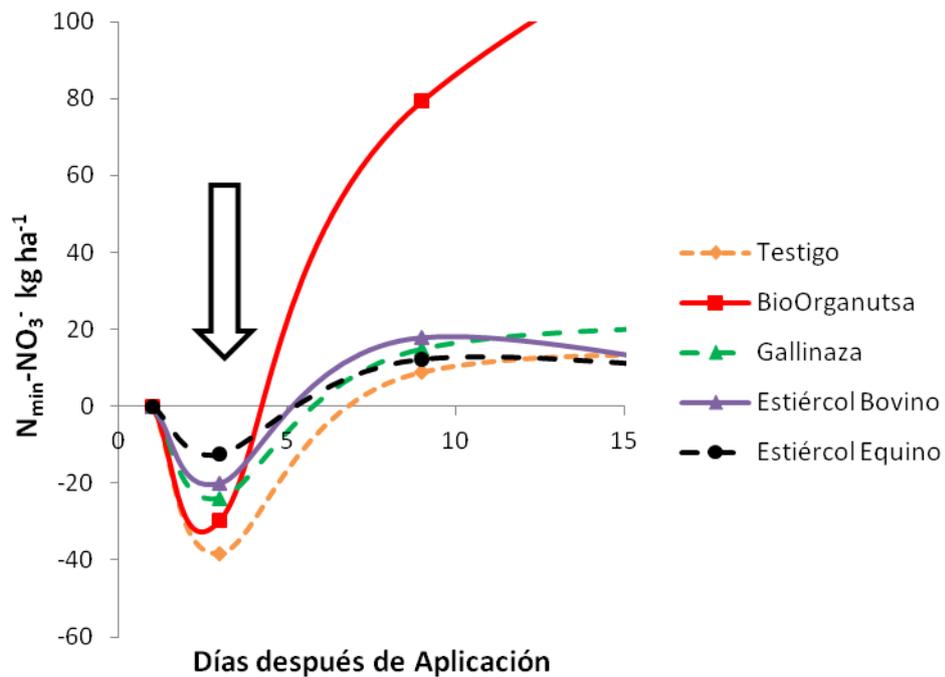


Figura 21. Inmovilización inicial después de la adición de los abonos.

Se debe resaltar que durante la mayor parte de la incubación, EB y LC presentaron valores similares o inferiores a los del control (Figura 22). Este resultado sugiere que estas dos enmiendas potencialmente no aportarían Ni. No obstante, en el último muestreo registraron una importante descarga de Ni, alcanzando valores superiores a los del suelo sin abonar.

Según Abbasi y Khizar (2012), la razón por la que mayores valores de N mineral son registrados en la última parte de la incubación, es debido a que la disminución en la liberación de nutrientes, afecta la nutrición de los microorganismos; esto conlleva a su muerte, descomposición y finalmente a la liberación de los nutrientes inicialmente inmovilizados.

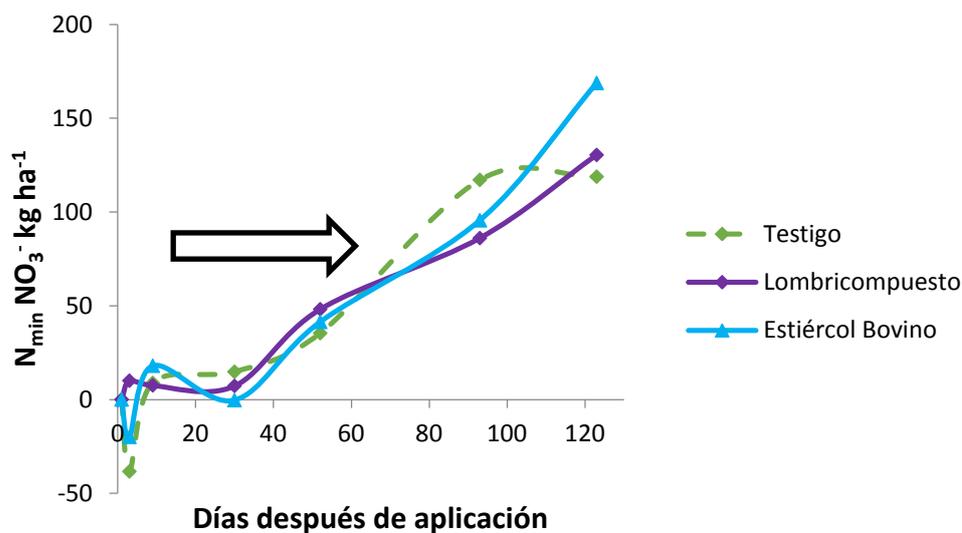


Figura 22. Abonos que presentan una mineralización igual o similar al control.

Resultados similares han sido reportados por otros autores (Mazzarino *et al.*, 2004; Tognetti, 2007; Leconte, 2010) que los han explicado como resultado de inmovilizaciones de N microbiano. Douglas y Magdoff (1991) encontraron menor cantidad de N mineral en suelo tratado con estiércol bovino que en el control. Azeez y Van Averbeke (2010) reportaron inmovilización de N en suelo tratado con estiércol bovino y estiércol ovino al restársele la mineralización del suelo sin abonar.

2.4.2 Indicadores de la mineralización.

Se encontró que el N máximo (Nmax) correlaciona significativa y positivamente con el N mineralizado (Nmin) y el N mineralizado por la enmienda (Nmine), registrando R² de 0.99 y 0.99 respectivamente; por lo tanto pueden ser usados como predictores de la máxima disponibilidad de N en condiciones ideales.

Adicionalmente se evaluaron distintos indicadores químicos de los abonos orgánicos como predictores de las variables de mineralización N_{max} , N_{min} y N_{mine} y se encontraron correlaciones altamente positivas ($P < 0.01$) con: Mg, N_{total} , N:P ($R^2 = 0.68, 0.68, 0.64$ respectivamente) y negativas con: Cu, Zn, ($R^2 = -0.68, -0.61$ respectivamente).

Se debe resaltar que las correlaciones con C y C:N fueron bajas, de $R^2 = -0.25$ y -0.17 respectivamente. Resultados similares han sido reportados anteriormente por Mubarak *et al.* (2010). Sin embargo la relación C:N presentó un mejor ajuste a la regresión cuadrática negativa como se puede apreciar en la Figura 23.

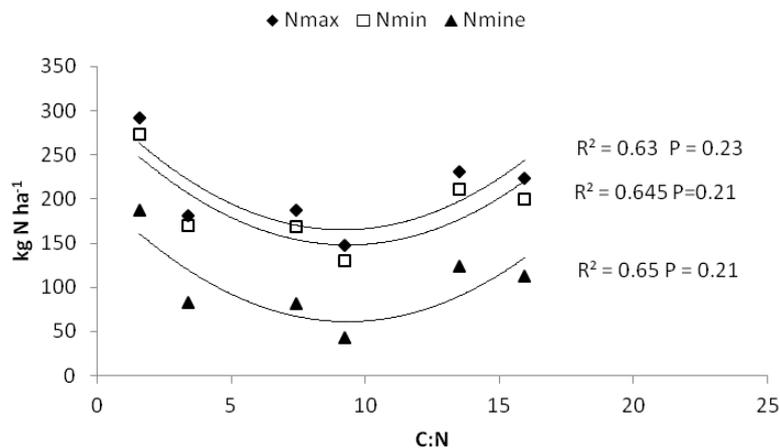


Figura 23. Efecto de la relación Carbono/Nitrógeno (C:N) en distintas variables de mineralización.

Por tal motivo, se realizaron regresiones múltiples para predecir las variables de mineralización:

- ❖ $N_{máx} = 26 * N + 11.5 * C:N + 20.1$ $R^2 = 0.88$ $P < 0.05$
- ❖ $N_{mín} = 24.6 * N + 10.3 * C:N + 17.2$ $R^2 = 0.87$ $P < 0.05$
- ❖ $N_{mine} = 24.6 * N + 10.3 * C:N - 69.6$ $R^2 = 0.87$ $P < 0.05$

Leconte *et al.*, (2011) propusieron regresiones múltiples similares basadas en los contenidos de N y en el pH para predecir la máxima disponibilidad de N y P de distintos tipos de compost de gallianza incubados en condiciones de laboratorio.

2.4.3 Segunda Incubación.

2.4.3.1 Dinámica de Acumulación de N_i

Al comparar los contenidos N_i no se registró interacción entre abono y suelo. Aunque si se encontró una interacción significativa entre fechas y suelos, y entre abono y fechas ($p < 0.05$), por tal motivo se analizaron las fechas por separado y se agruparon en dinámicas similares.

En el muestreo inicial se encontraron diferencias ($p < 0.001$) en las cantidades de N_i entre los suelos, siendo mayores en el arcilloso que en el arenoso, que registraron medias de 281 y 165 kg N ha^{-1} respectivamente. Esto coincide con el mayor contenido de materia orgánica del suelo arcilloso (4,4%) y el largo periodo de preincubación.

Entre los días 12-111, los dos suelos presentaron una dinámica similar de liberación de N_i (Figura 24), iniciando con tendencia positiva ($p < 0.001$) hasta alcanzar picos de mineralización entre los días 72 - 85, y a partir de ese punto comenzó una fase de decrecimiento ($p < 0.001$) que se mantuvo por el resto de la incubación, donde las concentraciones de N_i disminuyeron por debajo de los niveles iniciales.

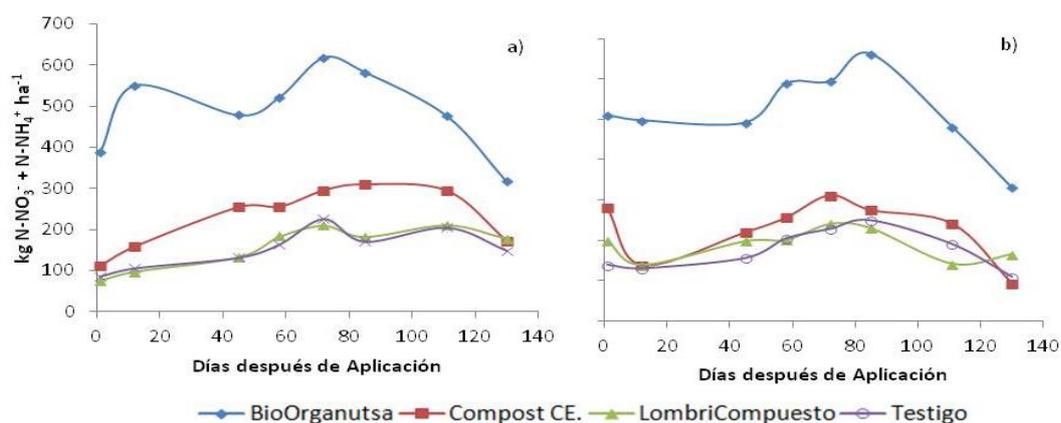


Figura 24. Acumulación de $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ de tres abonos orgánicos en un suelo arcilloso (izq.) y un suelo arenoso (der.).

Resultados similares han sido reportados por Whalen *et al.* (2001b) en incubaciones de laboratorio en suelo tratado con EB. Azeez y Van Averbeke

(2010a), explican estos periodos de mineralización negativa como una inmovilización de Ni en la biomasa microbiana.

En el último muestreo del día 130 las concentraciones de N_i fueron mayores en el suelo arenoso que en el arcilloso, aunque no se encontraron diferencias significativas, a pesar de que el arenoso tiene menor contenido de materia orgánica. Esto sugiere que el arenoso, durante la incubación, mineralizó porcentualmente más N que el arcilloso. Resultados similares han sido encontrados por otros autores (Thomsen *et al.*, 2003; Honeycutt *et al.*, 2005).

Al comparar entre abonos, se encontró que presentaban diferentes concentraciones de N_i ($p < 0.001$), a pesar de que todos recibieron las mismas cantidades de N_{total} (Figura 25). El BioO plus (545 kg N ha^{-1}) presentó los mayores contenidos, seguido por el CEB (250 kg N ha^{-1}), el LC (180 kg N ha^{-1}) y finalmente el T (179 kg N ha^{-1}), aunque no se encontraron diferencias significativas entre T y LC (BioO plus > CEB > LC ≈ T).

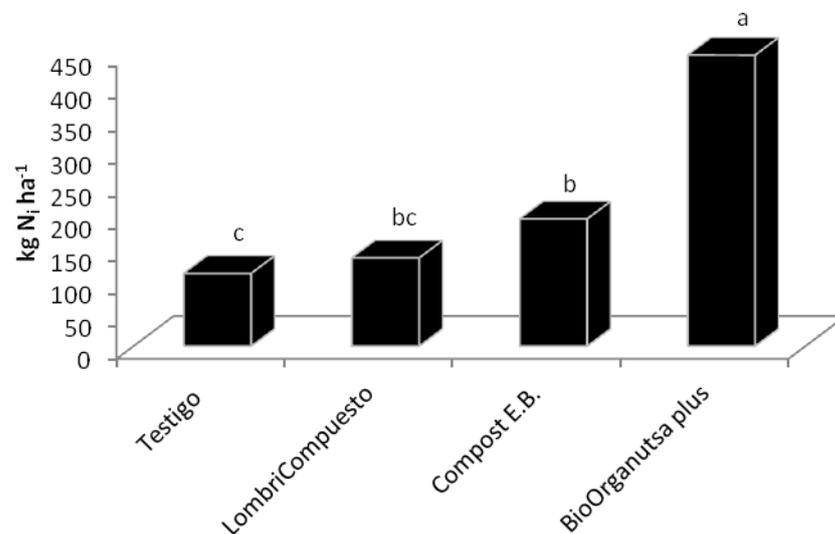


Figura 25. Acumulación media de $NH_4^+ + NO_3^-$ (N_i). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.001$)

El LC presentó los menores contenidos de N_i de los tres abonos; estos resultados confirman la estabilidad de este compuesto con cierto grado de humificación (Peña-Turruella *et al.*, 2002), ya que durante el vermicompostaje una fracción del material orgánico tiende a humificarse, policondensarse y

polimerizar, particularmente durante los últimos estadios del proceso (Romero *et al.*, 2007).

El CEB presentó mayor concentración de N_i que el T y LC, pero menores que el BioO plus ($p < 0.05$), durante todo el ciclo de incubación. Entre el día 0-12 el CEB en el suelo arcilloso presentó un pico negativo de inmovilización. Resultados similares han sido anteriormente reportados por Mazzarino *et al.*, (2004) quienes encontraron inmovilización de N mineral en las primeras semanas de incubación en un suelo abonado con compost de biosólidos en condiciones de laboratorio.

La menor disponibilidad de N refleja la transformación de la fracción lábil durante el compostaje y la presencia de compuestos estables (Eghball, 2000), consecuentemente el N orgánico del compost es lentamente transformado a NH_4^+ y NO_3^- , así que en vez de mineralizarse rápidamente después de ser aplicados al suelo, éstos son almacenados para una liberación gradual (Sánchez y Delgado, 2008). Como se ha mencionado anteriormente, la cinética de mineralización del BioO plus presenta un comportamiento diferente debido a los elevados contenidos de NH_4^+ inicial que son rápidamente nitrificados y posteriormente mantenidos sin mayores variaciones, como se puede observar en la Figura 26. La principal fuente de N del BioO plus es la G y la harina de sangre, que son ricos en componentes nitrogenados lábiles y rápidamente disponibles.

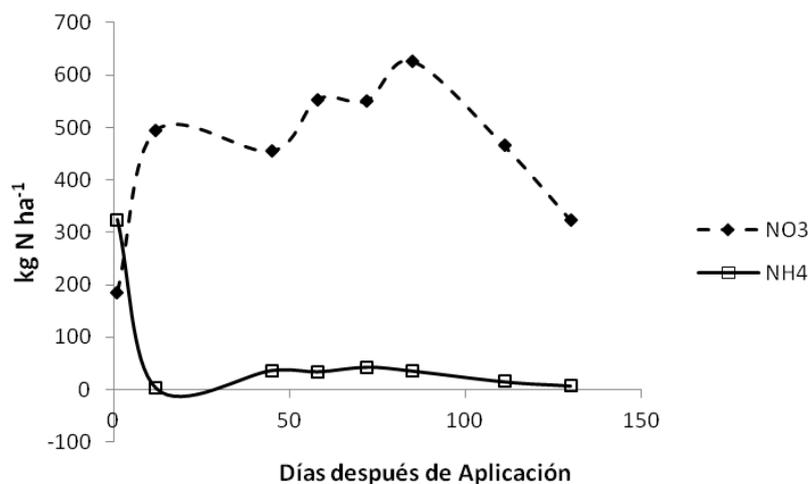


Figura 26. Dinámica de Ni en suelo tratado con BioO plus

Lo anterior coincide con lo publicado por Serna y Pomares (1991), quienes obtuvieron valores de mineralización entre 49,6 y 63,3% del N orgánico para harinas de sangre y hueso después de 16 semanas de incubación y también concuerda con los resultados obtenidos en la primera incubación de este capítulo.

Según Ruiz-Díaz *et al.*, (2008), la rápida transformación de N mineral de la G puede explicarse con el contenido de ácido úrico y proteínas rápidamente mineralizables inicialmente presentadas en el guano.

La relación C:N del BioO plus es de 1.6, que es extremadamente baja, y al mezclarse con la materia orgánica del suelo resulta en una menor relación C:N, lo que finalmente puede incrementar la mineralización de la materia orgánica propia del suelo (Kuzyakov *et al.*, 2000).

Honeycutt *et al.* (2005) encontraron elevados niveles de NH_4^+ después de la aplicación de estiércoles de lechería, tras esta aplicación las concentraciones de NH_4^+ decayeron rápidamente y los niveles de NO_3^- aumentaron, indicando una rápida nitrificación. El incremento en NO_3^- aparenta una rápida nitrificación del NH_4^+ adicionado en los estiércoles, más lo aportado por la fracción lábil de N.

Después de 12 días de incubación no se encontraron diferencias importantes en la nitrificación del BioO plus, por tal motivo el N potencialmente disponible puede ser predicho basado en el contenido de NH_4^+ del abono, debido a la baja mineralización después del día 12. Resultados similares han sido reportados por Burger y Venterea (2008) al estudiar la mineralización de un estiércol de pavo y cerdo.

Según Rasouli-Sadaghiani y Moradi (2014), esto se debe a que durante las primeras semanas principalmente se descomponen las fracciones lábiles de N y en la medida en que éstas se consumen, el N recalcitrante se convierte en la fracción predominante.

La mineralización del BioO plus resultó superior al N que originalmente se había adicionado, lo que sugiere que el abono promueve la mineralización de la materia orgánica del suelo. Este efecto es conocido como "positive primming effect" o "efecto de cebado positivo" (Kuzyakov *et al.*, 2000).

Según Honeycutt *et al.*, (2005), los ciclos de secado y humedecimiento producen pulsos de mineralización de C y N, así como aumentos en el tamaño y en la actividad microbiana. Esto puede ser fácilmente apreciado en la Figura 27 en el suelo arcilloso tratado con BioO plus. Los riegos de re-humedecimiento fueron realizados los días 0, 45, 72 y 111.

2.4.3.2 Efecto de la textura del suelo en la mineralización de las enmiendas.

En el suelo arenoso la mineralización de las tres enmiendas resultó en curvas positivas (Figura 27), mientras que en el suelo arcilloso, el CEB y el LC presentaron curvas negativas durante la mayor parte de la incubación y solamente el BioO plus registró una dinámica de mineralización positiva. Esto concuerda con lo publicado por Roberts *et al.*, (2015) quienes encontraron mayor inmovilización en suelos arcillosos incubados con residuo de algodón.

Resultados similares han sido anteriormente reportados por Shah *et al.*, (2013) quienes encontraron inmovilización de EB y menor mineralización de G en

suelos de textura fina. Mubarak *et al.*, (2010) reportaron que la mineralización de estiércoles de mayor contenido inicial de N inorgánico, como la G y el guano de paloma, no son afectados por el tipo de suelo, mientras que en el estiércol de corral y en el de cabra, que presentan menor contenido de N inorgánico, la mineralización se ve favorecida por suelos con mayor contenido de arena.

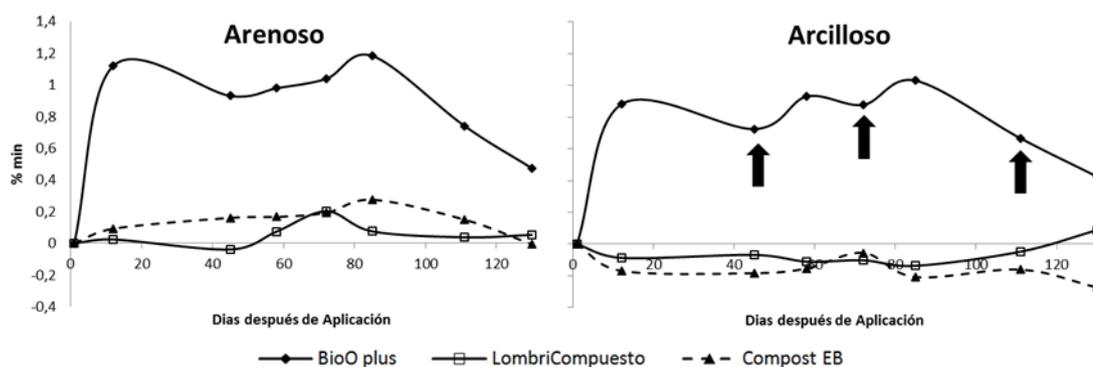


Figura 27. Porcentaje de mineralización de tres abonos orgánicos en suelo arenoso (izq.) y arcilloso (der.)

En el suelo arcilloso se encontró menor mineralización en las enmiendas (Figura 26) que en el suelo arenoso (Griffin *et al.*, 2002), posiblemente causada por la mayor protección al ataque microbiano que ofrece la arcilla, ya que forma complejos con la materia orgánica (Leconte, 2010), o por la estabilización de proteasas y enzimas en los coloides de la arcilla (Chaves *et al.*, 2014).

En una incubación de laboratorio, Antoniadis (2013) reportó un efecto similar de la textura del suelo en la mineralización de 4 abonos orgánicos y explicó esto como un "priming effect" positivo, argumentando que la adición de los abonos estimulaba la mineralización de la materia orgánica nativa del suelo.

Esto coincide con lo reportado por Chaves *et al.*, (2014), quienes compararon la mineralización de harinas de sangre en suelos de diferente textura y encontraron diferencias significativas en los primeros días de incubación y mayores tasas de mineralización en suelos de textura más gruesa. En condiciones similares de experimentación, Honeycutt *et al.*, (2005) reportaron mayor nitrificación de NH_4^+ inicial en suelos de textura fina tratados con estiércol de lechería.

En estudios de fertilización se encontró mayor eficiencia de absorción de N en suelos arenosos que en arcillosos; por otro lado, los suelos pesados presentan mayor efecto residual de largo plazo (Webb *et al.*, 2013).

2.5 CONCLUSIONES

Dadas las diferencias encontradas es indispensable tomar en cuenta las dinámicas de liberación de N de cada abono a la hora de plantear estrategias de fertilización, que permitan maximizar el aprovechamiento de los nutrientes y minimizar el impacto ambiental:

- ❖ BioO es un fertilizante rápidamente disponible, por lo que sería conveniente evaluar el fraccionamiento de acuerdo a las necesidades del cultivo de tal manera que durante el periodo de implantación donde los requerimientos de la cebolla son muy bajos, se puede disminuir el riesgo de pérdida.
- ❖ Debido a que BioO, G, EB y EE tienen periodos de inmovilización durante los primeros días después de la aplicación es necesario que se sincronicen las aplicaciones de éstos abonos de para evitar el periodo de carencia en el cultivo.
- ❖ El LC y EB son enmiendas muy estables que potencialmente no aportarían suficiente N para cultivos anuales, por lo que conviene elaborar estrategias que consideren esto, como pueden ser aplicaciones muy anticipadas el inicio del cultivo o cultivos de ciclo más largo o perennes.
- ❖ EO presenta una disponibilidad inmediata lo que sugiere que esta enmienda pueda ser usada para re-abonadas.

Además, es necesario considerar las distintas dinámicas de amonificación y nitrificación para realizar una correcta sincronización de la absorción del cultivo y de las fechas de fertilización.

Es necesario realizar ensayos de mineralización en las condiciones locales y en las que se va a desarrollar el cultivo, debido a que el tipo de suelo puede afectar la mineralización de los abonos orgánicos de diferentes formas, como

se observó en los resultados de la segunda incubación. En donde se encontraron valores de mineralización de los abonos orgánicos menores en el suelo arcilloso que en el arenoso.

CAPITULO 3: INCUBACIÓN DE MINERALIZACIÓN A CAMPO (*IN-SITU*)

3.1 INTRODUCCIÓN

La dinámica del N en suelos abonados con estiércoles orgánicos es complicada. Sin embargo los ensayos de mineralización in-situ permiten evidenciar la cantidad de N disponible para las plantas, independientemente de cuanto esté siendo inmovilizado por los microorganismos del suelo, fijado por las arcillas o perdido en forma líquida y gaseosa (Webb *et al.*, 2013).

Al abonar con materia orgánica, es necesario tener en cuenta que ésta tiene que ser descompuesta por los microorganismos del suelo para suministrar el N disponible para las plantas en forma de NO_3^- y NH_4^+ . La acumulación de NO_3^- aumenta con el incremento de la temperatura (Honeycutt *et al.*, 2005) y puede ser predicha usando el concepto de acumulación de calor (Eghball, 2000; Griffin y Honeycutt, 2000) o grados días (GD).

Conocer la dinámica de NH_4^+ y NO_3^- también permite evaluar el riesgo potencial de pérdidas de N (Vitousek *et al.*, 1982; Lerch *et al.*, 1992), ya que las altas cantidades de N_i son susceptibles a pérdidas tanto de NH_4^+ como de NO_3^- (Calderón *et al.*, 2005).

El suelo es susceptible a pérdidas de NH_4^+ por volatilización en forma de NH_3 , a pH y temperaturas altas (Cayuela *et al.*, 2009), que son habituales en la época de primavera, mientras que el NO_3^- se puede perder por lixiviación o por desnitrificación.

La lixiviación arrastra el NO_3^- a profundidades donde las raíces no pueden alcanzarlo, ya que el NH_4^+ tiende a ser retenido en el suelo por el complejo coloidal, mientras que los NO_3^- son poco retenidos debido a su carga negativa, pudiéndose perder fácilmente (Leconte *et al.*, 2011; Cabrera, 2015).

El contenido inicial de NH_4^+ del abono se correlaciona positivamente con la liberación de N_2O , indicando que estas fracciones de N son determinantes en este tipo de pérdidas (Cayuela *et al.*, 2010). Esto es particularmente importante en abonos con altos contenidos de N lábil como es el caso de la gallinaza y el guano de cerdo (Moore *et al.*, 1995; Preusch *et al.*, 2002; Ruiz-Diaz *et al.*, 2008).

Los estiércoles incrementan la energía y el C que alimenta los microorganismos, y la alta demanda de N de los microorganismos sugiere la existencia de C lábil (Abbasi *et al.*, 2007; Paul y Beauchamp, 1989), resultando en competencia por nutrientes y posterior inmovilización de N y P (Oehl, 2001a; Oehl, 2001b; Dao y Schwartz, 2011). El consumo de N y P microbial afecta significativamente la disponibilidad de estos nutrientes para las plantas, especialmente después de la adición de abonos orgánicos (Oberson y Joner, 2005).

En un estudio con N_{15} , Burger y Venterea, (2008) reportaron inmovilización de NH_4^+ en la biomasa microbiana y el decrecimiento de N inorgánico en suelo tratado con estiércol líquido de lechería. Abbasi *et al.* (2012) estimaron que entre el 9 -18 % de N aplicado en forma de urea o de enmiendas orgánicas, era contenido en la biomasa microbiana después de 105 días de incubación. Después de 3 años de estudio con N_{15} , Sorensen y Amato (2002) concluyeron que el NH_4^+ de estiércol inmovilizado era lentamente liberado después de varios años.

La inmovilización microbiana es una forma de retener nutrientes y disminuir pérdidas (Satti, 2007) si las plantas no los requieren en ese momento, pero si el cultivo los está demandando esto puede resultar en un periodo de carencia. Por tal motivo, es necesario conocer la cinética de las transformaciones de N para sincronizar su disponibilidad con los requerimientos del cultivo.

La dosificación de los abonos orgánicos comúnmente se realiza basada en las necesidades de N de las plantas, puesto que es el principal limitante de la

producción vegetal (Moore *et al.*, 2010); sin embargo esto puede resultar en desequilibrios de otros nutrientes como el P (Pierzynski, 1994).

Los estiércoles de monogástricos y rumiantes son ricos en P debido a que utilizan este mineral de una forma muy ineficiente, pudiendo aprovechar menos del 30% de la ingesta total de P (Dao y Schwartz, 2011). Las ponedoras comúnmente se suplementan con fosfato de calcio y fitasas, ya que no pueden aprovechar el P en forma de fitato, que es como comúnmente se encuentra en la soja y el maíz (Cabrera, 2015).

Las excretas de origen animal y biosólidos (lodos cloacales) tienen una relación N:P de 3 aproximadamente, mientras que los requerimientos de las plantas varían entre 8 -10 (Satti, 2007). Por tal motivo, suelos que reciben abonos orgánicos frecuentemente, acumulan P en la capa superficial y es probable que esto resulte en pérdidas por escorrentía y contaminación de aguas superficiales (Moore *et al.*, 1995).

Para evitar problemas de contaminación, se ha recomendado la dosificación de enmiendas basada en los requerimientos de P de los cultivos (Mazzarino, 1998) en sitios vulnerables a las pérdidas por escorrentía, mientras que las dosificaciones basadas en las necesidades de N de las plantas deberían ser usadas únicamente en áreas donde el potencial de pérdida del P sea mínima (Eghball y Gilley, 1999).

Los fosfatos liberados por la mineralización de P orgánico o por la disolución de minerales primarios y secundarios, interactúan rápidamente con la fase sólida y son retenidos tanto en coloides minerales como en la materia orgánica (Leconte, 2010).

Los estiércoles pueden cambiar el pH y alterar la disponibilidad de P en el suelo (Shen *et al.*, 2011), adicionalmente la absorción de P en el complejo coloidal puede ser reducida en gran medida mediante la aplicación de sustancias orgánicas, debido a que los ácidos húmicos contienen un gran número de cargas negativas y grupos carboxilos e hidrocarboxilos que compiten fuertemente por los lugares de absorción del P.

La tasa de acumulación de Ni y P extraíble (P_e) sigue la dinámica del modelo de primer orden (Whalen y Chang, 2001b), y es mayor cuando la relación C:P es más grande (130:1), pudiendo aumentar hasta 156% más rápido que a una menor tasa de C:P en suspensiones de estiércol. El C extractable en agua está positivamente correlacionado a N:P, particularmente a una menor relación C:P (Dao y Schwartz, 2011).

Por esta razón, es necesario conocer los potenciales de mineralización y la dinámica de los principales nutrientes en las condiciones edafoclimáticas locales y de diferentes enmiendas, para establecer estrategias de manejo que maximicen el aprovechamiento y minimicen el impacto ambiental.

La hipótesis de este trabajo es que la disponibilidad de N y P varía entre enmiendas, dependiendo de su origen y del tratamiento previo. El objetivo de este estudio fue: i) establecer la calidad de siete enmiendas orgánicas diferentes, comúnmente usadas en VBRC, ii) determinar la disponibilidad de N y P de siete enmiendas incubadas en un suelo arenoso del VBRC y iii) evaluar la dinámica de las enmiendas durante una incubación a campo de 83 días.

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una incubación *in-situ* para determinar la dinámica de N y P de siete enmiendas orgánicas (Tabla 6, Cap. 2) en un suelo de la EEA-INTA Hilario Ascasubi en la temporada primavera/verano 2013, más un control sin abonar.

Al igual que en la incubación del capítulo 2 se usó un suelo de la capa superficial (0-20 cm), Hapludol Entico, franco arenoso perteneciente a la serie La Merced (Codagnone, 1991) colectado de la parcela agroecológica de la EEA INTA Hilario Ascasubi.

Los suelos y los abonos orgánicos se secaron al aire, los suelos se tamizaron por malla de 2 mm y los abonos se tamizaron por malla 5 mm para retirar piedras y material sin descomponer. Se realizaron determinaciones de: Fósforo (P), Potasio (K), Azufre (S), Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Manganeseo (Mn), Sodio (Na), Boro (B), Cobre (Cu), Hierro (Fe) y Zinc (Zn) por espectrometría de

absorción atómica (Pendias y Pendias, 2000). El análisis de N total se realizó en fresco en las enmiendas orgánicas para evitar la volatilización de NH_4^+ durante el secado (Combs *et al.*, 2003), y se determinó por semi-micro Kjeldahl (Mulvaney, 1996). La caracterización de los abonos utilizados en la incubación se encuentra en la Tabla 6 Cap. 2.

Para la incubación a campo se utilizó suelo seco al aire y tamizado por 50 mm para retirar piedras y material grueso sin descomponer (Calderon *et al.*, 2005; Moberg *et al.*, 2013). Los abonos habían sido almacenados en refrigeración a 4°C por 6 meses, en frascos de vidrio bien cerrados.

La incubación se realizó en tubos de PVC (minilísimetros) de 20 cm de profundidad y 6 cm de diámetro (adaptado de Honeycutt *et al.*, 2005), cerrados en el extremo inferior con una malla sintética de trama fina y sujetos por un colector de lixiviados de 500 mL (Figura 29).

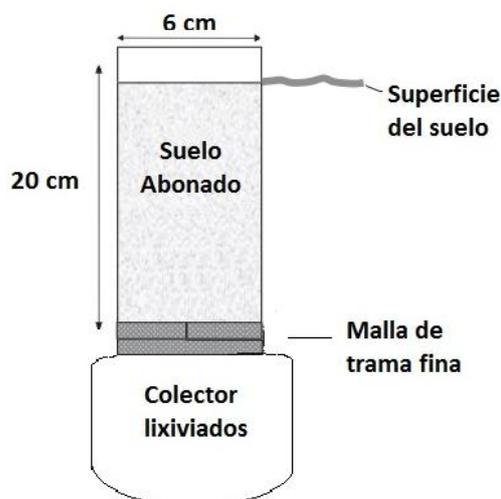


Figura 29. Minilímetro de mineralización *In-situ*

Los minilísimetros se llenaron con suelo sin abonar y abonado con: BioO, L, G, GC, EE, EB y EO. Los abonos se adicionaron a una dosis equivalente a 350 kg N ha^{-1} basándose en el supuesto de una masa de suelo 2200 t ha^{-1} , y fueron incorporados mezclándolos en forma vigorosa antes de llenar los tubos.

Mediante una termo-resistencia automática enterrada en el centro del tubo, 10 cm de profundidad, se registraron las temperaturas máximas y mínimas diarias

para calcular las sumatorias térmicas y las acumulaciones de calor en grados día (Honeycutt *et al.*, 2005) y se regaron con probeta a razón de 50 ml, según las necesidades de evaporación de la zona.

En cada fecha de muestreo se tomaron tres minilísimos por tratamiento a los 0, 3, 7, 14, 21, 35, 49 y 83 días y se determinó el NH_4^+ y NO_3^- por semi-micro Kjeldahl (Mulvaney, 1996), en suelo y en lixiviados. Se analizó el fósforo extraíble (Pe) mediante la técnica de Bray y Kurtz (1945) para los 0, 3, 21, 35, 49 y 83 días.

3.2.1 Cálculos

La dinámica de N en el suelo abonado se evaluó de varias formas:

- ❖ La acumulación de N inorgánico (Ni) ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$),
- ❖ La dinámica de amonificación y nitrificación
- ❖ La mineralización del suelo abonado (N_{min}), calculado mediante la ecuación:

$$N_{\text{min}} = \text{NO}_{3\text{t=i}} - \text{NO}_{3\text{t=0}}$$
- ❖ La mineralización aportada por los abonos orgánicos (N_{mine}) se calculó mediante la ecuación:

$$N_{\text{mine}} = \{ \text{NO}_{3\text{t=i}} - \text{NO}_{3\text{t=0}} \}_{\text{abonado}} - \{ \text{NO}_{3\text{t=i}} - \text{NO}_{3\text{t=0}} \}_{\text{control}}$$

Estos cálculos asumen que no habrá efecto de cebado (Priming effect) en la mineralización de materia orgánica nativa, por la adición de los abonos (Honeycutt, 2005).

Para describir la cinética de mineralización se utilizó el modelo propuesto por Stanford y Smith (1972) y modificado por Griffin *et al.*, (2000):

$$N_{\text{min}} = N_0 \times (1 - e^{-kGD})$$

Donde: N_0 es el N mineralizable y k es la constante de velocidad.

La eficiencia de los abonos para aumentar el Pe para cada fecha de muestreo se ha calculado mediante la ecuación (Preusch *et al.*, 2002; Azeez y Van Averbek, 2010):

$$Ef_{trat} (\%) = \left(\frac{P_{max} - P_{control}}{P_{aplicado}} \right) \times 100$$

Donde:

- ❖ P_{max} es el P máximo de cada tratamiento,
- ❖ $P_{control}$ es el máximo valor de Pe del suelo sin abonar,
- ❖ $P_{aplicado}$ es el P total adicionado por cada uno de los abonos.

3.2.2 Análisis estadístico

Un total de 120 unidades experimentales fueron usadas en un diseño experimental con dos factores y tres repeticiones completamente al azar; los factores fueron tipo de abono y fecha de muestreo. Posteriormente se realizó el análisis de la correlación entre las diferentes variables de mineralización de P y N con la acumulación de grados días (base 0°C) y se realizaron regresiones múltiples para predecir disponibilidad de N y P.

3.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.3.1 Dinámica de Nitrificación.

Al comparar la cinética de liberación de N, se encontró que el $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ (Ni) se acumula principalmente en forma de NO_3^- (Cayuela *et al.*, 2009), que es la forma de N que las plantas anuales absorben más fácilmente, por tal motivo diversos autores recomiendan utilizar la acumulación NO_3^- en vez de la Ni para la dosificación de abonos orgánicos.

Todos los suelos abonados presentaron incrementos en los contenidos iniciales de NO_3^- ($p < 0.05$), que variaron alrededor de 10 kg N ha^{-1} . A pesar de que todos habían recibido la misma cantidad de N_{total} .

Se encontraron diferentes cinéticas de nitrificación entre los abonos ($P_{\text{interacción}} < 0,05$), pero en todos los tratamientos se identificaron 3 fases (Figura 30). En la primera hubo una disminución significativa ($P < 0,05$) entre los días 0 - 14 de la incubación, después una etapa de rápida acumulación de NO_3^- que alcanzó su máximo en el día 49 ($P < 0,05$), y finalmente un segundo descenso ($P < 0,05$). Varios autores han reportado fases donde el contenido de NO_3^- decrece. Estas disminuciones también ocurren cuando los suelos abonados se incuban en condiciones ideales de laboratorio.

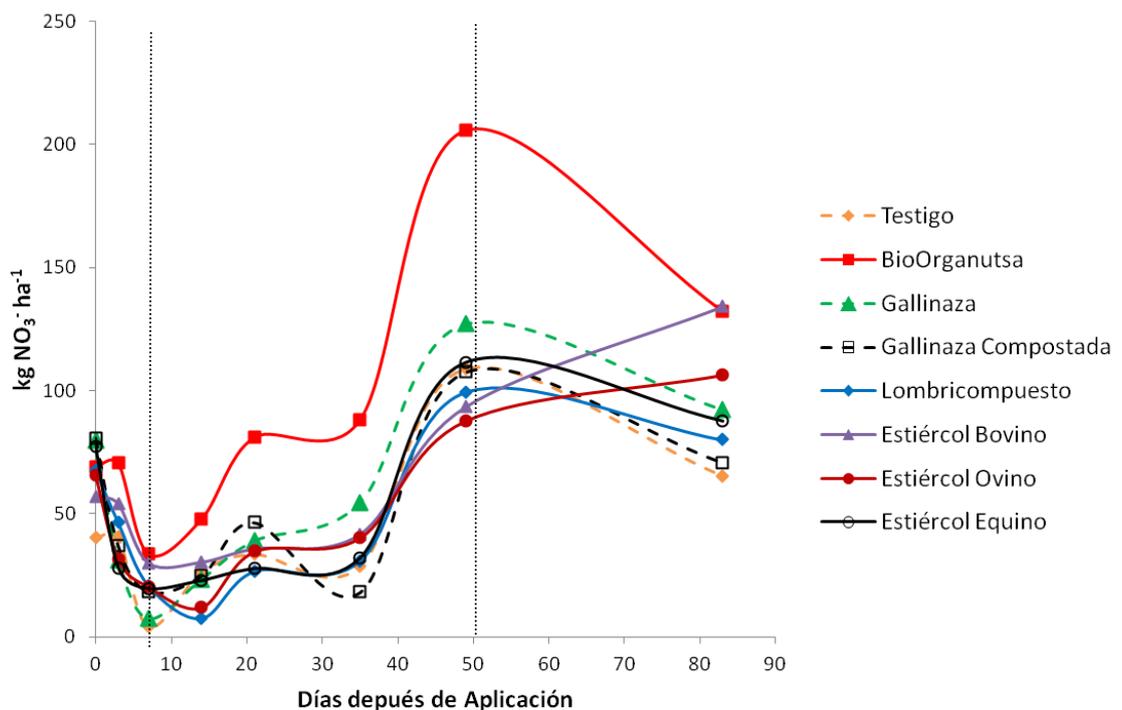


Figura 30. Cinética de nitrificación para un suelo abonado con siete enmiendas orgánicas.

En la primera etapa los contenidos de NO_3^- disminuyeron entre 23 y 14 kg N ha^{-1} como se puede apreciar en la figura 29. Diversos autores han reportado fases en donde disminuye el contenido de NO_3^- del suelo. A pesar de que en este ensayo no se cuantificó la biomasa microbiana, es probable que estas disminuciones se deben a inmovilización de N microbiana. Mubarak *et al.* (2010) reportaron inmovilización de N en diferentes estiércoles por la proliferación de microorganismos, durante las primeras 2 a 4 semanas de incubación.

Abbasi y Khizar (2012) encontraron incrementos en los contenidos de NO_3^- desde el inicio hasta el día 10 de incubación y luego un descenso hasta el día 25, seguido por un incremento significativo hasta el día 65. En condiciones similares Cayuela *et al.* (2009) reportaron un pico en la biomasa microbiana entre los días 9 - 28 en suelo abonado con harina de sangre. La competencia eventualmente conllevará a la muerte de los microorganismos y a la posterior liberación de los nutrientes retenidos (Azeez y Van Averbek, 2010).

En este primer periodo, T presentó los menores contenidos de NO_3^- , por tal motivo es posible considerar que la adición de enmiendas, aún en estas condiciones, favorece la disponibilidad de N.

En la segunda etapa se encuentra la mayor acumulación de NO_3^- entre los días 14 - 80; en este periodo todas las enmiendas registraron aumentos significativos ($p < 0,05$) que llegaron a alcanzar valores de mineralización entre 88 y 205 kg N ha⁻¹. En estudios anteriores Abbasi y Khizar (2012) encontraron que una rápida nitrificación se inicia en el suelo después de una fase de latencia inicial, sugiriendo que en ese tiempo había un incremento en la población de nitrificadoras que probablemente requerían más de 25 días para constituirse y desempeñar sus funciones.

BioO fue la enmienda que presentó las mayores acumulaciones de NO_3^- , seguido por G, EE, T, GC, LC, EB y EO. Esto coincide con lo anteriormente reportado en el capítulo 2.

En la tercera y última etapa de la incubación, EB y EO continuaron acumulando NO_3^- , a diferencia de la mayoría de los tratamientos, en los que se registraron decrecimientos de N_i , probablemente causados por pérdidas de N debidas a los frecuentes riegos y altas temperaturas de los primeros días del verano. L presentó una reducción en el contenido de NO_3^- , que alcanzó un 20% del N_i acumulado; BioO, G y GC presentaron disminuciones porcentualmente similares, alcanzando pérdidas del 32% del acumulado, y el suelo sin abonar presentó el mayor decrecimiento, que fue del 40%.

3.3.2 Desaparición del Amonio.

La enmienda que presentó mayor contenido de NH_4^+ inicial fue BioO, puesto que alcanzó los 275 kg N ha^{-1} , lo que representa el 79% de su N_{total} . Las principales fuentes de N de este abono son la harina de sangre y gallinaza, que se caracterizan por tener contenidos elevados de NH_4^+ y rápida nitrificación (Chaves *et al.*, 2014). En estudios anteriores, Agehara y Warncke (2005) reportaron una mineralización de 56-61% para harina de sangre y entre un 37-45% para G.

Los abonos con alto contenido de NH_4^+ presentaron una dinámica de amonificación similar, registrando una desaparición menor a 14 días (Figura 31) y alcanzando valores cercanos a los del suelo sin abonar (5 kg N ha^{-1}). Este tipo de comportamiento ha sido anteriormente descrito en el capítulo 2.

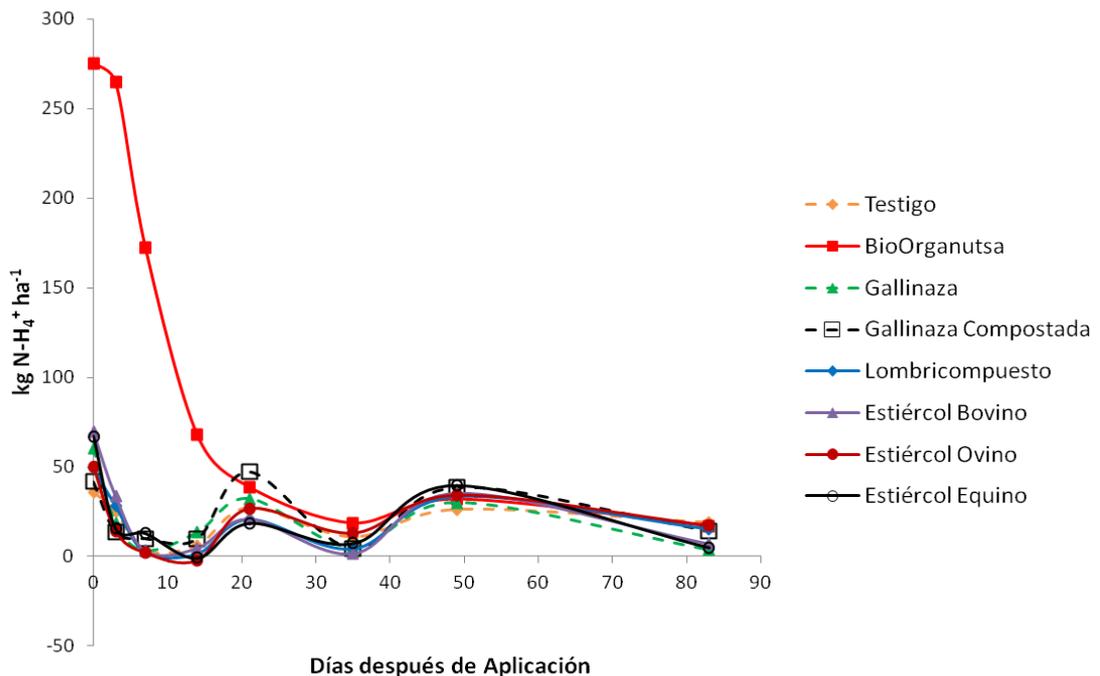


Figura 31. Cinética de amonificación para un suelo abonado con siete enmiendas orgánicas

Otros autores han reportado comportamientos similares para gallinaza (Preusch *et al.*, 2002; Ruiz-Díaz, 2008) y para otras enmiendas con alto contenido de NH_4^+ . Griffin y Honeycutt (2000), evaluaron la red de desaparición

de NH_4^+ en suelo abonado con estiércol líquido de lechería y describieron los primeros 28 días de incubación usando una regresión lineal simple.

Sin embargo en este experimento, al igual que en el capítulo 2, este comportamiento no se evidenció en la G, posiblemente porque las fracciones lábiles de N se hayan perdido por las condiciones de almacenamiento previas (Burger y Venterea, 2008), ya que la G provenía de una pila que llevaba más de 6 meses en el campo. Oenema *et al.* (2007) reportaron pérdidas de hasta el 50 % del N presente en excretas de ganado, principalmente en forma de NH_3 y N_xO .

La disminución en los contenidos de NH_4^+ no fue equivalente al incremento en los NO_3^- , por lo que se presume que pudo perderse en forma gaseosa, por desnitrificación o por volatilización (Whalen *et al.*, 2001; Griffin y Honeycutt, 2000; Burger y Venterea, 2008); sin embargo, por el pH (7.5) y la temperatura (16-18°C) del suelo es poco probable que haya volatilización, lo que sugiere una rápida desnitrificación (Griffin y Honeycutt, 2000)

Las pérdidas por desnitrificación pueden ser causadas por la adición de materia orgánica rica en C rápidamente asimilable, que favorece la actividad microbiana y los flujos de N_2O vía desnitrificación, puesto que lleva al agotamiento del oxígeno (Petersen, 1999). Grandes fracciones de óxidos de N son producidos durante la descomposición de estiércoles en "puntos calientes" (Calderon *et al.*, 2005).

3.3.3 Cinética de mineralización-inmovilización NO_3^- .

Al restar los contenidos iniciales de N se puede evidenciar de mejor manera la cinética de mineralización-inmovilización de los suelos abonados, tal como se puede apreciar en la Figura 32.

Durante los primeros 35 días después de la aplicación de los abonos se encontró que todos los tratamientos presentaban una fase inicial, donde la inmovilización y las pérdidas predominaron sobre la mineralización.

Los valores más bajos fueron registrados por G (-72.2 kg NO₃⁻ ha⁻¹) seguido por GC, L, EE, EO, T, BioO y EB que alcanzaron valores mínimos de -62.4, -60.1, -57.7, -53.7, -36.1, -35.3 y -26.9 kg NO₃⁻ ha⁻¹ respectivamente. Sin embargo, se debe resaltar que G, GC, EE, T, BioO y EB presentaron valores pico el día 7 después de la aplicación mientras que L y EO lo hicieron el día 14.

Estas disminuciones concuerdan con lo reportado en el capítulo 2 para la incubación de estos mismos abonos en condiciones ideales y con lo reportado por diversos autores en condiciones similares (Mubarak *et al.*, 2010; Abbasi y Khizar, 2012).

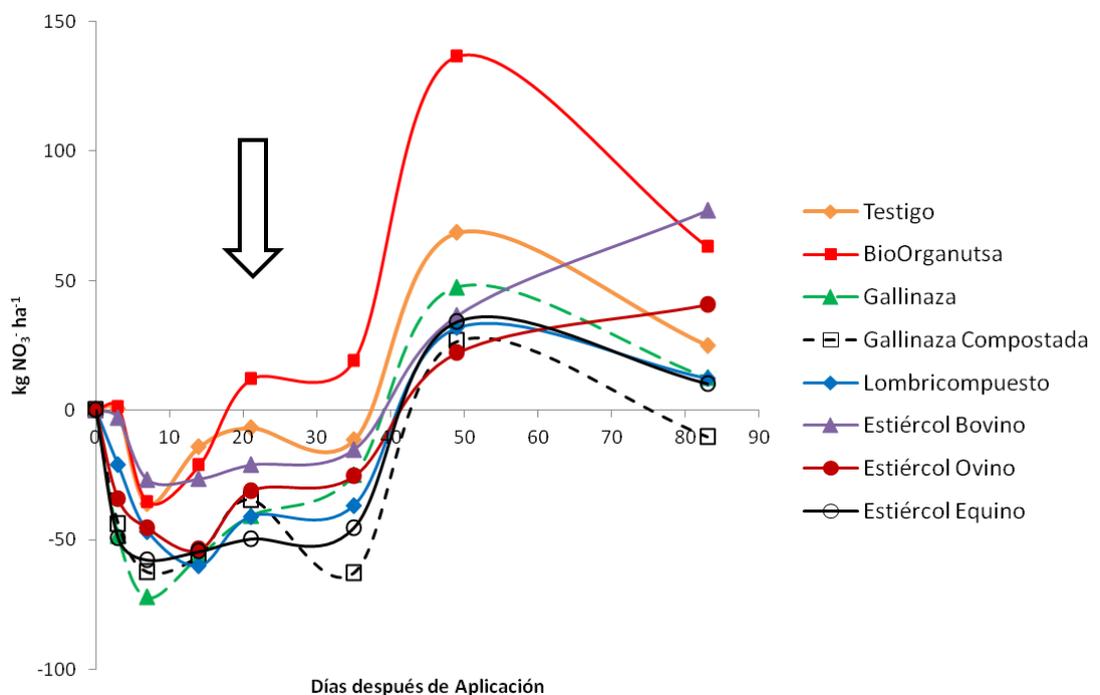


Figura 32. Dinámica de mineralización-inmovilización de un suelo tratado con siete abonos orgánicos

Lo anterior sugiere que estos abonos poseen una alta capacidad de retención de nutrientes después de la aplicación en el suelo. Esto representa una oportunidad para retener nutrientes durante la fase de implantación del cultivo, donde la planta tiene bajos requerimientos y donde el N se puede perder fácilmente por desnitrificación o lixiviación, debido a que durante esta etapa se riega frecuentemente para asegurar el correcto establecimiento del cultivo.

No obstante es una característica poco deseable para realizar re-abonadas durante el ciclo del cultivo, por tal motivo es indispensable considerar este comportamiento a la hora de desarrollar planes de fertilización.

Se debe resaltar que varios de los suelos enmendados tuvieron valores de mineralización menores o similares a los del suelo sin abonar durante la mayor parte de la incubación, esto se encuentra detallado en la figura 33. En un ensayo con N₁₅, Burger y Venterea (2008) encontraron menor mineralización de N, en suelos tratados con estiércol de cerdo que en el suelo sin abonar, durante la mayor parte de la incubación y explicaron esto como resultado de una inmovilización microbiana.

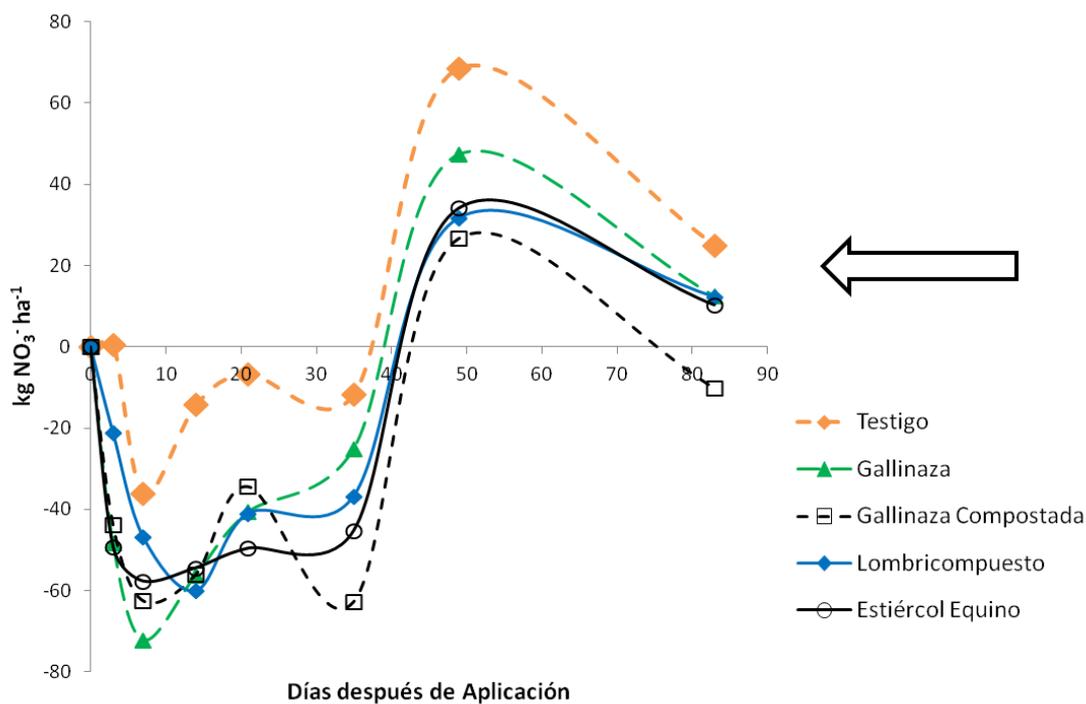


Figura 33. Suelos que presentaron menor dinámica de mineralización-inmovilización que el suelo sin abonar (Inmovilización tipo II).

Lo anterior sugiere que la adición de las enmiendas disminuye la mineralización de N en los suelos abonados. Este fenómeno ha sido anteriormente reportado por varios autores (Burger y Venterea, 2008; Cayuela *et al.*, 2009) y ha sido explicado como un "priming effect" o "efecto de cebado" negativo (Kuzyakov *et al.*, 2000).

Si se resta la mineralización del suelo sin abonar a cada uno de los tratamientos es posible evaluar el aporte por mineralización-inmovilización de cada una de las enmiendas (Figura 34).

El BioO fue el único abono que mantuvo valores positivos durante toda la incubación, lo que sugiere que el Ni inicial de las enmiendas más la mineralización del suelo, es suficiente para explicar la dinámica de disponibilidad de N durante el ciclo del cultivo. Sin embargo es necesario considerar que los abonos orgánicos también mejoran propiedades físicas del suelo que pueden resultar en menores pérdidas por lixiviación y desnitrificación.

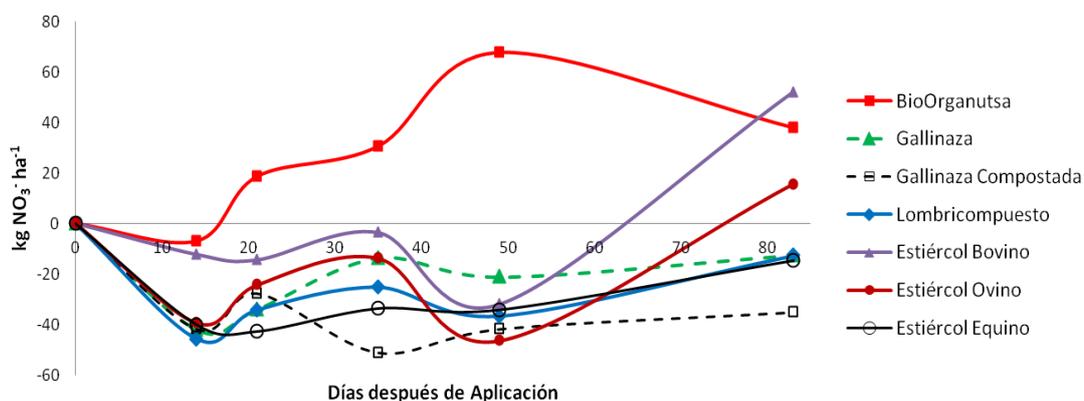


Figura 34. Aporte de NO_3^- por la Mineralización de los abonos orgánicos.

Se evaluaron diferentes indicadores químicos como predictores de la liberación de N de las enmiendas y se encontraron altas correlaciones entre las variables de mineralización (N_{\max} y N_{\min}) y N_{total} , Mg, K, C/N ($R^2 = 0.97, 0.95, 0.75, -0.67$ respectivamente). Esto concuerda con lo encontrado en incubaciones de mineralización en condiciones ideales de laboratorio (Capítulo 2). Se debe resaltar que C no presentó correlación con la mineralización de N (Brown, 1997). En estudios anteriores Tognetti (2007) y Leconte *et al.*, (2011) reportaron relaciones similares para predecir la máxima disponibilidad de N en suelos abonados con compost y vermicompost.

Se debe resaltar que la relación C:N no presentó un buen ajuste a ecuación lineal negativa que es ampliamente referenciada en la literatura internacional y

sin embargo la relación C:N se ajustó al modelo lineal y meseta y la ecuación cuadrática (Figura 35).

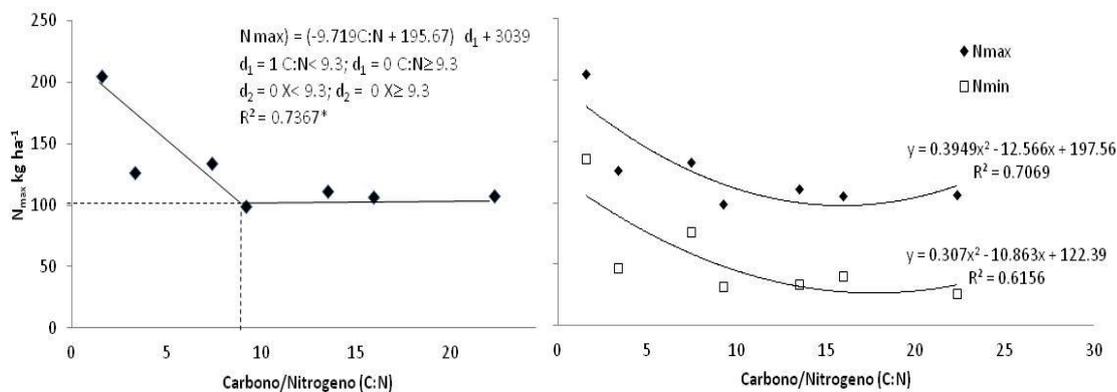


Figura 35. Relación C:N variables de mineralización

Lo anterior coincide con lo publicado por Mubarak *et al.*

(2010) y Chaves *et al.* (2014), aunque no concuerda con lo planteado por diversos autores que han reportado que la mineralización disminuye a menor relación C:N (Subair *et al.*, 1999), ya que hay un punto de inflexión cercano a 9 en la relación C:N, en donde el N_{max} no continúa disminuyendo y se mantiene constante.

3.3.4 Fósforo.

Todos los suelos abonados aumentaron el Pe por encima de los requerimientos del cultivo de la cebolla (Tabla 9). La G aportó la mayor cantidad de Pe inicial seguido por GC, EB, EO, EE, BioO y L; esto coincide con lo reportado por diversos autores que han comparado la disponibilidad de P de la gallinaza con otros abonos orgánicos (Garg y Bahl, 2008; Azeez y Van Averbek, 2010b).

El cultivo de la cebolla extrae aproximadamente 50 kg P ha⁻¹ para una producción de 30.000 kg ha⁻¹ (Lobartini *et al.*, 1992) y el T presentó un máximo de Pe de 29 kg ha⁻¹ y por tal motivo es de esperarse que la cebolla presente una respuesta positiva a la fertilización con P. Sin embargo todos los abonos estudiados suministraron más de 50 kg ha⁻¹ a la dosis aplicada.

Se considera que aplicaciones frecuentes contribuyen a la acumulación de P en el suelo (Eghball y Power, 1999; Griffin *et al.*, 2005). Sin embargo la G fue el único abono que excedió los 57 mg P kg⁻¹, considerado como límite para reducir la fertilización fosforada, debido al riesgo de lixiviación de P en profundidad y contaminación de napas freáticas (Allan y Killorn, 1996; Hesketh y Brookes, 2000).

De lo anterior se concluye, la G puede causar desbalances nutricionales en el suelo por su gran aporte de P; por tal motivo es necesario plantear diferentes tipos de estrategias de que consideren esta situación para evitar problemas de contaminación de los cuerpos de agua.

La GC también presentó valores altos de Pe pero no superó los 57 mg P kg⁻¹, lo que sugiere que el compostaje es un tratamiento adecuado para disminuir el riesgo de contaminación por P en la G. No obstante, estas dos enmiendas presentan mayor riesgo de acumulación por aplicaciones frecuentes debido a sus altas concentraciones de P.

Al comparar la disponibilidad del Pe de las distintas enmiendas con respecto al tiempo, se encontró que no todas se comportaban de la misma forma ($P_{\text{interacción}} < 0,05$), por lo que se separaron en dos grupos de dinámicas similares ($P_{\text{interacción}} > 0,05$):

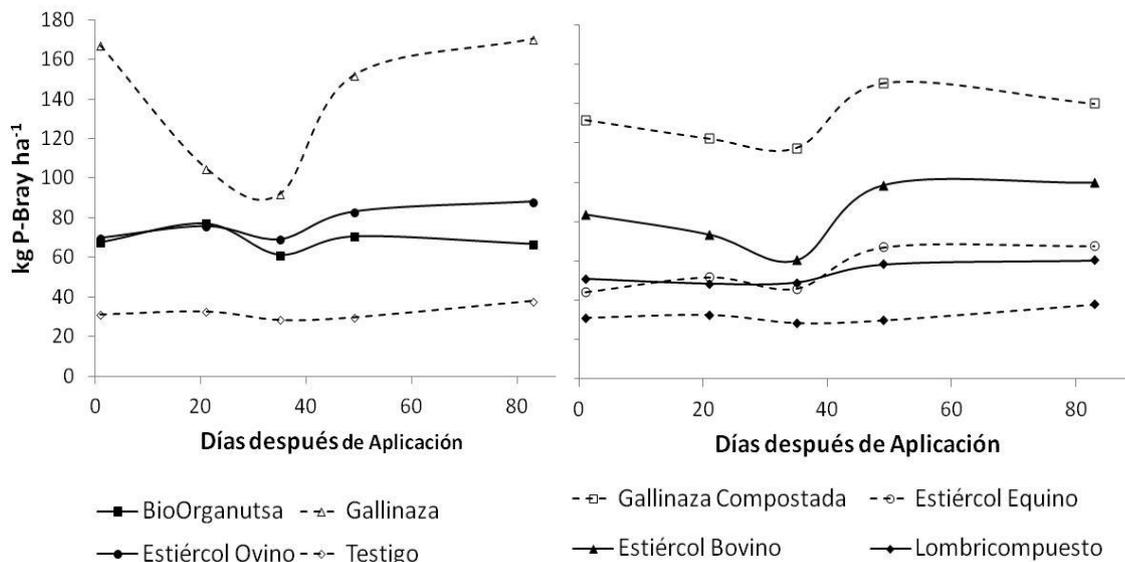


Figura 36. Dinámica del Pe-Bray de un suelo arenoso enmendado con 7 abonos orgánicos.

Por lo que es posible afirmar que al dosificar los abonos por las necesidades de nitrógeno de las plantas, la dinámica del fósforo varía dependiendo del tipo de enmienda que se esté utilizando.

En la parte izquierda de la Figura 36, están $G > EO \approx BioO > T$ ($p < 0,05$) con valores medios de 106, 57, 53 y 25 kg Pe ha⁻¹ respectivamente. Todos los suelos abonados presentaron contenidos de Pe significativamente más altos que los del control, que varía entre 22 y 29 kg ha⁻¹. En este grupo no se encontraron diferencias significativas ($P > 0,05$) entre fechas de muestreo, por lo tanto se puede considerar que realizan un aporte inicial alto que permanece similar durante el periodo de incubación.

En la parte derecha de la Figura 36, Al analizar la disponibilidad de Pe en la G y BioO, se encontró que durante la incubación registran valores menores a los del muestreo inicial. Esto sugiere que predomina la fijación e inmovilización en los microorganismos sobre la mineralización del P orgánico durante estos muestreos (Azeez y Van Averbek, 2010b). Resultados similares han sido reportados por Leconte (2010) en estudios anteriores.

En el segundo grupo se encuentran: $GC > EB > EE \approx LC > T$ ($p < 0,05$) con valores medios de 99, 61, 42, 41 y 25 kg Pe ha⁻¹ respectivamente. Estos abonos

presentan diferencias significativas ($p < 0,05$) en el P_e entre fechas de muestreo, siendo mayor la disponibilidad hacia el final de la incubación.

Otro aspecto a tener en cuenta son las diferencias en las dinámicas de P_e ($P < 0,05$) observadas entre la GC y la fresca. Si bien la cantidad de P_e es similar en ambas enmiendas, la compostada libera el P_e de forma gradual y proporcional a la acumulación de GD, como lo requieren la mayoría de los cultivos de verano en la zona estudiada. En incubaciones de laboratorio, Preusch *et al.* (2002) encontraron que la GC presenta menor contenido de P soluble en agua y mayor P_e , por tal motivo tiene un menor riesgo de contaminación.

Según Dao y Schwartz (2011), las fracciones estables de P orgánico permiten generar un efecto de liberación lenta que retrasa la disponibilidad de P orgánico, de tal forma que se pueda sincronizar con las necesidades de las plantas durante la temporada de crecimiento.

La eficiencia de las enmiendas para incrementar el P_e varió entre 0.19 y 0.60, siendo las más bajas LC y GC, que registraron valores de 0.19 y 0.25 respectivamente (Tabla 9). Estas bajas eficiencias son características de abonos estabilizados, ya que durante el compostaje las formas lábiles de C se transforman en compuestos más estables (Eghball, 2000).

Tabla 8. Fósforo resultante al aplicar los abono a una dosis equivalente de 350 kg N ha^{-1} .

Abono	$P_{aplicado}$	P_{medio}	P_{max}	Ef %	N:P	C:P
	kg ha^{-1}					
Gallinaza	296.88	106	131.10	0.34	1.78	5.98
Estiércol Ovino	91.31	57	63.90	0.38	4.03	64.23
Lombricompuesto	90.38	41	46.50	0.19	3.57	32.88
Estiércol Bovino	79.88	61	76.80	0.60	3.95	29.27
Estiércol Equino	53.14	42	52.03	0.43	6.59	89.05
BioOrganutsa	61.07	53	59.37	0.49	5.71	8.96
Gallinaza Compostada	351.64	99	115.87	0.25	1.06	23.61

P_{max} es el P máximo de cada tratamiento, $P_{control}$ es el máximo valor de P_e del suelo sin abonar, $P_{aplicado}$ es el P total adicionado por cada uno de los abonos

3.3.5 Dinámica del fósforo extraíble.

Se ajustaron regresiones lineales para evaluar la disponibilidad del P con respecto a los días y a los GD (base 0°C) para todos los tratamientos (Tabla 10), y se encontró que la liberación del P de las enmiendas GC, EB, EE y LC seguía una tendencia lineal positiva ($p < 0.05$), mientras que la G, EO y BioO no presentaron un buen ajuste a la regresión lineal ($p > 0.05$).

El ajuste de las regresiones fue más alto para GD en los suelos abonados, lo que sugiere que la acumulación de Pe es mayor a medida que aumenta la temperatura del suelo.

En estudios anteriores se han reportado correlaciones entre el incremento de la actividad microbiana y el aumento en la mineralización del P en enmiendas orgánicas para suelos incubados con estiércol de pollo parrillero a 18, 25 y 32°C. (Grierson *et al.*, 1999; Adeli *et al.*, 2005). Griffin y Honeycutt (2000) sugieren utilizar los GD para predecir la mineralización del N en estiércoles.

Tabla 9. Modelos de dinámica de liberación de P evaluados

Abono	Días				Grados día (GD)			
	R ²	P	Pendiente	Ordenada	R ²	P	Pendiente	Ordenada
BioOrganutsa	NS	0.60	NS	NS	NS	0.68	NS	NS
Gallinaza	NS	0.49	NS	NS	NS	0.39	NS	NS
Estiércol Ovino	NS	0.49	NS	NS	NS	0.37	NS	NS
Gallinaza Compostada	0.51	0.05	0.27	89.33	0.68	0.02	0.01	88.02
Estiércol Equino	0.72	0.01	0.24	33.45	0.83	0.01	0.01	33.15
Estiércol Bovino	0.63	0.01	0.37	47.10	0.75	0.01	0.02	46.42
Lombricompuesto	0.66	0.02	0.11	37.00	0.77	0.01	0.01	36.78
Testigo	0.36	0.04	0.05	22.57	0.28	0.04	0.05	22.87

Se evaluaron diferentes indicadores químicos como predictores de la disponibilidad de P de las enmiendas y se encontraron altas correlaciones entre el P_{max} y N, P, B, Ca, Fe y Na (-.81, 0.63, 0.64, 0.71 y 0.69 respectivamente). Esto coincide con lo reportado por Dao y Zhang (2007), quienes encontraron altas correlaciones entre el P intercambiable y Ca²⁺ y Mg²⁺ en estiércoles de tambo. Se debe resaltar que la relación C:P registró una correlación negativa

de 0.62 y un $R^2 = -0.54$, que no concuerda con lo encontrado por diversos autores, quienes reportan la relación C:P como un buen indicador de la liberación de Pe y de la mineralización del P orgánico (White, 1984; Dao y Schwartz, 2010).

Se realizaron regresiones lineales entre $N:P_{\text{trat}}$ y P_{max} que mostraron un buen ajuste $R^2 = 0.7^*$ (Figura 37). Relaciones para predecir la máxima disponibilidad de P han sido propuestas anteriormente por Tognetti *et al.* (2008) y Leconte *et al.* (2011).

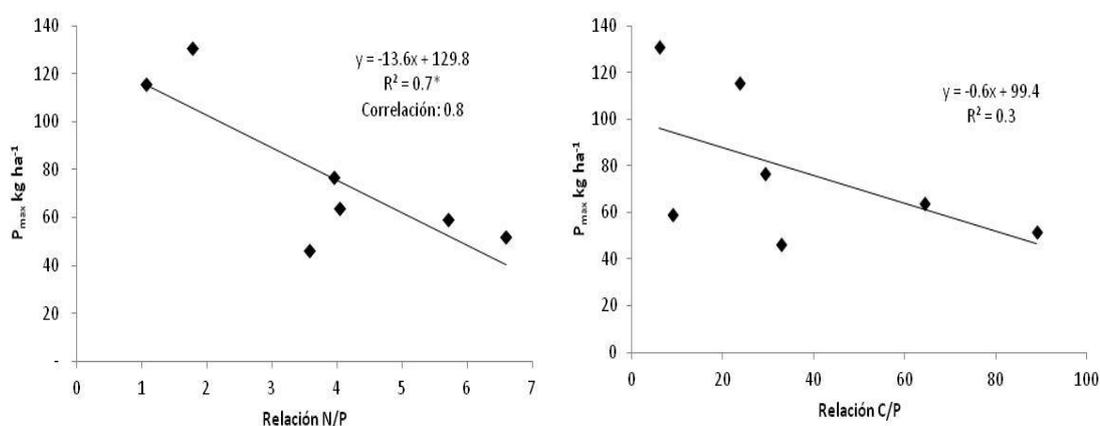


Figura 37. Carbono: Fósforo_{trat} (der.) y Nitrógeno:Fósforo_{trat} (izq.) Índices de la máxima disponibilidad de fósforo (P_{max})

3.4 CONCLUSIONES

Todos los abonos presentan periodos de inmovilización inicial y éstos son más largos que los encontrados en lab (>40 días).

- ❖ Fase de establecimiento
- ❖ Periodos de carencia

Las fertilizaciones con G y CG NO deben realizarse cerca de cuerpos de agua, deben realizarse preferiblemente basadas en las necesidades de P de las plantas y en asocio con leguminosas.

El BioO requiere de estrategias que minimicen las pérdidas de NH_4^+ inicial.

El valor fertilizante de la G, GC puede ser mejor explicado por su aporte de P que por el N.

En condiciones de campo la dinámica de mineralización de los abonos se ve afectada por los cambios de temp y esto puede ser explicado por el concepto de GD.

CAPITULO 4: ENSAYO DE CRECIMIENTO VEGETAL

4.1 INTRODUCCIÓN

Los ensayos de crecimiento vegetal son una herramienta útil para determinar los requerimientos minerales del cultivo, que son importantes al planear los programas de fertilidad (Zink, 1966), ya que permiten establecer los periodos donde la planta requiere mayor cantidad de nutrientes, de tal manera que pueda sincronizarse con la fertilización (Rumpel *et al.*, 2004).

Las curvas de acumulación de nutrientes son un buen parámetro de recomendación de fertilizantes, ya que se basan en los requerimientos de cada una de las etapas fenológicas del cultivo (Queirós-Pôrto *et al.*, 2007). Esto permite corregir deficiencias minerales y proteger al cultivo de posibles excesos de nutrientes que pueden llegar a ser tóxicos, al mismo tiempo que se cuida el medio ambiente.

Durante los ensayos de crecimiento vegetal también es posible analizar cómo se mueven los nutrientes al interior de la planta y conocer exactamente cuántos y cuáles son los minerales que exporta el cultivo (Queirós-Pôrto *et al.*, 2006).

No obstante, estos estudios deben llevarse a cabo en forma local para evaluar los efectos del clima, suelo (Arias y Peluffo, 2001) y calidad de agua, sobre la nutrición del cultivo, ya que todos estos factores pueden alterar el ciclo de la cebolla (Taalab *et al.*, 2013).

Como se ha indicado, el crecimiento de la cebolla es lento durante la fase de implantación del cultivo (Vidigal *et al.*, 2010). Esto la hace una mala competidora con malezas que tengan velocidades de implantación más rápidas. Por tal motivo, es necesario conocer detalladamente el desarrollo de la planta durante este estadio, para plantear estrategias que mejoren el establecimiento del cultivo.

La cebolla se caracteriza por tener un sistema radicular limitado (Brewster, 2008) que concentra su mayor densidad en los primeros 60 cm del suelo (Siliquini, 2009; Bosh-Serra, 1999). El sistema radicular sin ramificaciones de la cebolla es menos efectivo que la mayoría de los cultivos para extraer nutrientes, especialmente los poco móviles (Sullivan *et al.*, 2001).

Por consiguiente es común que los agricultores utilicen grandes cantidades de abonos para garantizar suficiente disponibilidad de nutrientes. Sin embargo es necesario evaluar las cantidades y los momentos de aplicación ya que los excesos de algunos nutrientes pueden resultar en desbalances de otros (Maynard, 1979).

El objetivo de este ensayo fue determinar las cantidades y velocidades de absorción de los principales nutrientes del cultivo orgánico de la cebolla Var. Valcatorce INTA durante la campaña 2013/2014.

4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Se desarrolló un ensayo de crecimiento vegetal en un suelo superficial (0-20 cm) Hapludol Entico, franco-arenoso, perteneciente a la serie La Merced (Codagnone, 1991) colectado de la parcela agroecológica de la EEA INTA Hilario Ascasubi (el mismo suelo de los capítulos 2 y 3).

Se enterraron a ras del suelo 42 macetas de 5 L y 20 cm de profundidad y se fertilizaron con BioO a razón 2500 kg ha⁻¹. El 22 de octubre del 2013 se trasplantaron dos plantines de cebolla en cada una de las macetas y entre el 26-28 de octubre se repusieron las fallas. Se desmalezó manualmente y se regó de acuerdo a las necesidades del cultivo.

Se realizaron 7 muestreos a lo largo del ciclo del cultivo a los 15, 25, 35, 46, 70, 89 y 112 días después del trasplante (DDT), se extrajeron 6 macetas por fecha, se lavaron cuidadosamente las raíces y se separaron las dos plantas de cada maceta.

A cada planta se le registró número de hojas, diámetro del cuello, del bulbo, largo del pseudotallo, de la raíz y de la hoja más larga. Se midió el peso fresco y seco de hojas, bulbos y raíces por separado. Las plantas se secaron en estufa de aire forzado a 70°C hasta peso constante.

Las muestras secas de hojas, bulbos y raíces fueron molidas por separado y se les realizó determinaciones de: fósforo (P), potasio (K), azufre (S), calcio (Ca), magnesio (Mg), manganeso (Mn), sodio (Na), boro (B), cobre (Cu), hierro (Fe) y zinc (Zn) por espectrometría de absorción atómica (Pendias y Pendias, 2000). El Nitrógeno (N) se determinó por Semi-micro Kjeldahl (Mulvaney, 1996).

Para determinar el Área Foliar (AF), se midió largo y diámetro a los 25, 50 y 75% de cada hoja y se calculó el AF de cada hoja como la sumatoria de tres conos truncados y un cono normal.

Para estimar las Tasas de Crecimiento Absoluta (TCA), Relativa (TCR) y de Asimilación Líquida (TAL) se utilizaron las siguientes ecuaciones:

- $TCA = \frac{W_2 - W_1}{T_2 - T_1}$
- $TCR = \frac{\ln W_2 - \ln W_1}{T_2 - T_1}$
- $TAL = \frac{W_2 - W_1}{AF_2 - AF_1} \cdot \frac{\ln AF_2 - \ln AF_1}{T_2 - T_1}$

Donde la W representa la biomasa en fresco o seco; T el tiempo en días y AF el área foliar en cm².

Para el análisis estadístico se evaluaron los modelos con base en los coeficientes de las regresiones y su probabilidad de ocurrencia. Las tasas de absorción fueron calculadas mediante la primera derivada de la curva de acumulación.

4.3 RESULTADOS

La acumulación de Peso Fresco (PF) y Seco (PS) en bulbo y en planta entera siguió una dinámica sigmoideal (Thangasamy, 2016) que se ajustó a la curva $P.fresco = e^{-0.0003x^2 + 0.079x - 0.57}$ con un r² de 0.89 como se puede apreciar en

la Figura 38, donde se identifican 3 fases o etapas; esto concuerda con lo reportado por Benotti *et al.* (2013).

Durante los primeros 46 días después de trasplante (DDT) se puede apreciar una fase de establecimiento donde el crecimiento de la planta es lento. Posteriormente entre 46-89 DDT ésta presenta una fase de crecimiento rápido o exponencial donde se alcanza la máxima producción de PF y PS. Finalmente, después del día 89, una fase de senescencia donde el cultivo "madura" y la acumulación de biomasa se estabiliza. Lobartini *et al.* (1992) reportaron una dinámica similar de acumulación de masa seca en un ensayo de crecimiento vegetal con cebolla cv Valcatorce INTA.

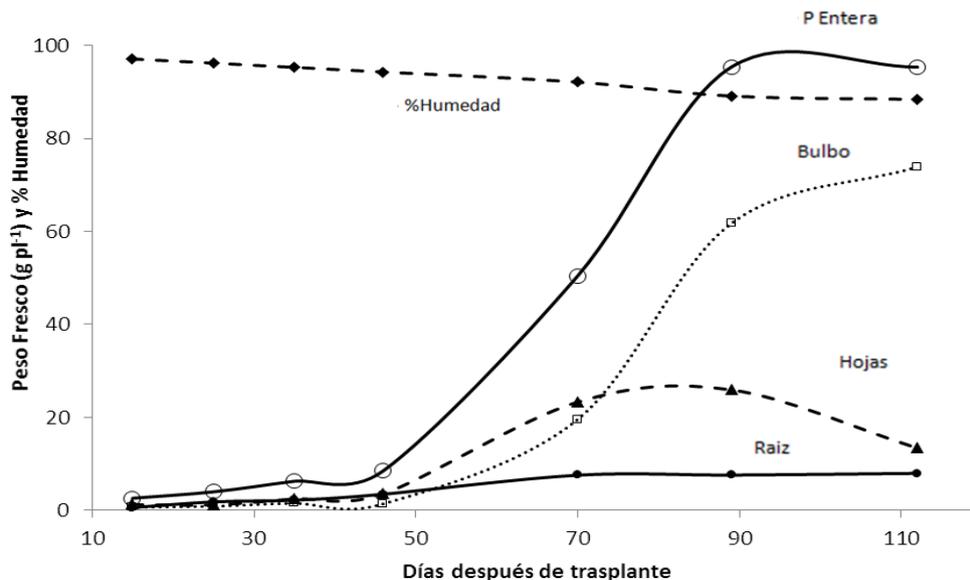


Figura 38. Porcentaje de humedad y Acumulación de peso fresco en planta entera, hojas, bulbo y raíz

La biomasa foliar presenta también tres etapas. En la primera presenta un crecimiento lento durante los primeros 46 DDT, lo que concuerda con el periodo crítico para la competencia con arvenses por luz. Posteriormente, presenta un crecimiento acelerado hasta alcanzar un pico en la acumulación entre 70-89 DDT y finalmente una etapa de senescencia después del día 89, en el que decrece la biomasa foliar. Resultados similares han sido anteriormente publicados por Bosh-Serra (1999) y Arias y Peluffo (2001).

Tabla 10. Variables fisiológicas durante el ciclo del cultivo

DDT	No. Hojas	Largo hoja (cm)	Pseudotallo (cm)	Diámetro del cuello (mm)	Diámetro ecuatorial (mm)	Coef. bulbificación	Largo Raíz (cm)	Hojas/Raíz
15	2.58	15.91	2.90	3.40	6.50	1.91	22.45	2.14
25	2.75	11.36	2.44	4.48	8.85	1.97	38.43	0.65
35	3.75	15.39	3.47	5.03	9.27	1.84	48.65	1.13
46	4.50	20.71	3.09	5.94	9.44	1.59	48.29	1.03
70	7.50	17.15	4.59	11.42	29.12	2.55	46.17	3.08
89	7.58	30.93	6.14	11.65	46.17	3.96	48.58	3.41
112	5.33	24.83	7.12	5.83	51.57	8.85	47.42	1.69

Promedios de 12 réplicas.

La longitud media de las hojas presentó una disminución a los 10 DDT llegando a perder hasta un 28% de su longitud inicial; posiblemente este traumatismo se deba a la pérdida de raíces durante el trasplante. Posteriormente, la longitud media aumentó hasta llegar a 24.8 cm en el día 89. Después del día 89 las hojas se fueron secando desde la punta alcanzando un decrecimiento del 20% en el momento de la cosecha. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Siliquini (1999) en un ensayo de crecimiento vegetal con cebolla Valcatorce INTA.

El número medio de hojas fotosintéticamente activas aumentó desde el trasplante hasta alcanzar un máximo de 7.58 hojas entre el día 70 y el 89 (Tabla 11). En la última fecha de muestreo las hojas decrecieron hasta llegar a una media 5.33 en el momento de la cosecha.

En un ensayo de crecimiento vegetal en Brazil, Bettoni *et al.* (2013) encontraron una disminución en el número de hojas a partir de los 50 DDT. Según Oliveira (2003), al inicio del desarrollo de los bulbos la planta cesa la producción de hojas y comienza la acumulación de tejido de almacenamiento en los bulbos.

El largo del pseudotallo presentó una tendencia lineal positiva, que se ajustó a la ecuación $y = 0.05x + 1.55$ con un R^2 de 0.93, llegando a registrar valores máximos de 7.12 cm al momento de cosecha. Resultados similares han sido anteriormente reportados por Robles y Garcia (2012).

El diámetro del cuello presentó un comportamiento creciente hasta el momento de la cosecha, donde presentó un decrecimiento y volcamiento de algunas plantas; mientras que el diámetro ecuatorial aumentó durante todo el ciclo del cultivo, en forma más lenta durante los primeros 46 días y posteriormente presentó un crecimiento más rápido. Gamiely *et al.* (1991) encontraron incrementos en el diámetro del bulbo entre la semana 7 y la 11 en cebolla variedad Granex 33 abonada con distintos fertilizantes nitrogenados.

La longitud máxima (LM) de la raíz se ajustó al modelo lineal y meseta con un R^2 del 0.99. Durante los primeros 33 DDT el aumento en LM se puede explicar mediante la ecuación $y = 1.48x + 0.64$ hasta llegar a una media de 47.8 cm que se mantuvo por el resto del ensayo.

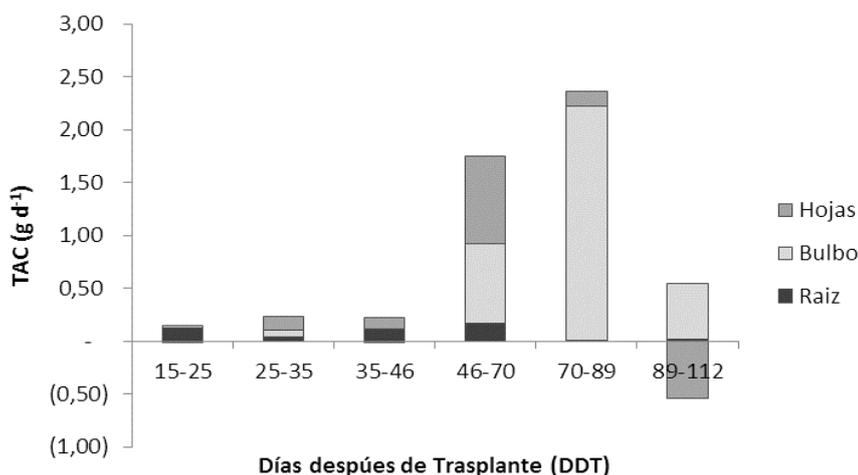


Figura 39. Tasa de Crecimiento Absoluta (TCA) de Hojas, Bulbos y Raíces

La tasa de crecimiento absoluta en PF de la planta entera se ajusta a la ecuación $TAC = (0.079 + 0.0006x)e^{-0.0003x^2 + 0.079x - 0.57}$ y presenta un gran incremento entre 35-89 DDT, alcanzando sus valores máximos entre los días 70-89, como se puede apreciar en la Figura 39. Posteriormente disminuye a partir del día 89, mostrando un decrecimiento en la velocidad de producción de biomasa, hasta alcanzar valores negativos en el momento de cosecha. Este comportamiento es similar a lo observado por Bettoni *et al.* (2013) y Vidigal *et al.* (2010).

El crecimiento del bulbo aumenta durante el ciclo del cultivo, siendo muy bajo durante el periodo de implantación; posteriormente, entre los días 46-89, presenta una aceleración hasta alcanzar un máximo entre el 70-89 DDT y finalmente se puede apreciar una desaceleración después del día 89 hasta el momento de la cosecha.

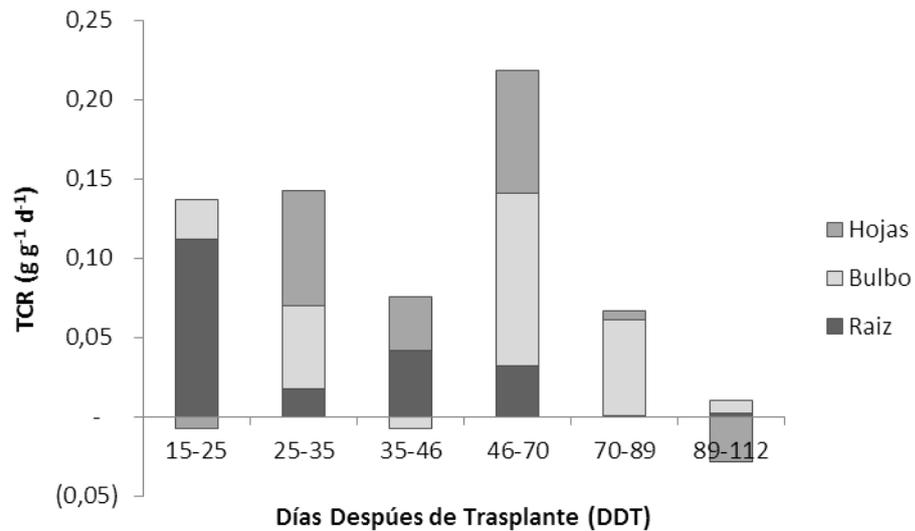


Figura 40. Tasa de Crecimiento Relativa (TCR) de hojas, bulbos y raíces

La TCR de la planta entera indica la velocidad de acumulación de biomasa en forma proporcional al tamaño de la planta y presenta una tendencia lineal negativa, como puede apreciarse en la Figura 40, que se puede describir mediante la ecuación $TCR = (0.079 + 0.0006x)$.

Durante los primeros 15-25 DDT la tasa de crecimiento relativo de la raíz presenta un pico positivo, lo que sugiere que después del trasplante la planta se concentra en "recuperar" su parte radicular; posteriormente se desacelera pero continúa creciendo hasta el día 70, aunque en menor medida, y finalmente se estabiliza al final del ciclo de cultivo.

Durante los primeros 35 DDT el cultivo presenta bajo crecimiento foliar mientras recupera su biomasa radicular; posteriormente se puede observar un crecimiento acelerado de la biomasa foliar alcanzando un pico en el día 70

después del trasplante. Entre 70-89 DDT se presenta una desaceleración de este crecimiento y finalmente una disminución después del día 89.

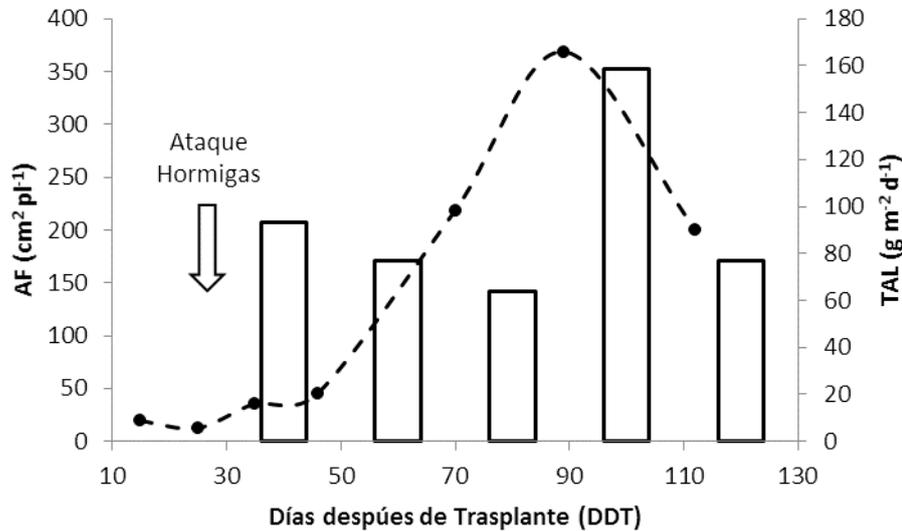


Figura 41. Acumulación de Área foliar (AF) y Tasa de Asimilación Líquida (TAL) en el ciclo de cultivo

La acumulación de Área Foliar (AF) presentó un comportamiento sigmoideal que se ajustó a la ecuación $AF = e^{-0.0007x^2 + 0.1314x - 0.336}$ con un R^2 de 0.97, donde se pueden apreciar tres fases de crecimiento (Figura 41). Durante la fase de establecimiento, en los primeros 46 días del ciclo de cultivo, mostró una tendencia positiva; sin embargo se registró una pequeña disminución en el AF el día 25, debido a la pérdida de raíces durante el trasplante y por un ataque de hormigas podadoras (*Atta* sp) que sufrió el cultivo en los días posteriores a la implantación.

Se puede apreciar una fase de crecimiento exponencial entre el 46-89 DDT donde hay una rápida acumulación de AF, alcanzando un valor máximo de 368 $\text{cm}^2 \text{pl}^{-1}$ y finalmente una disminución después del día 89.

Bettoni *et al.*, (2013) encontraron resultados similares y los atribuyeron a la traslocación de asimilados dentro de la planta, que estarían siendo enviados al órgano de resistencia (bulbo) durante la fase de senescencia.

En un ensayo con diferentes variedades de cebolla, Bosh-Serra (1999) reportó que la acumulación de AF seguía un comportamiento sigmoideal y que el AF máxima variaba entre 394-584 cm² pl⁻¹.

La Tasa Líquida de Asimilación (TAL) o tasa de biomasa por unidad de área foliar aumenta durante el desarrollo del cultivo, hasta alcanzar su máxima eficiencia entre el 70-89 DDT, como se puede observar en la Figura 41. Esto coincide con los primeros días del verano, donde el fotoperiodo y la radiación solar aumentan.

La razón alométrica establece la relación entre el crecimiento de la raíz y las hojas (Figura 42) y se ajusta a la ecuación $MS Raiz = 1.83(MS Hojas)^{0.83}$ con un R² de 0.93, por lo que se puede concluir que durante el crecimiento del cultivo favorece la producción de la parte aérea debido a que la constante de razón alométrica es <1.

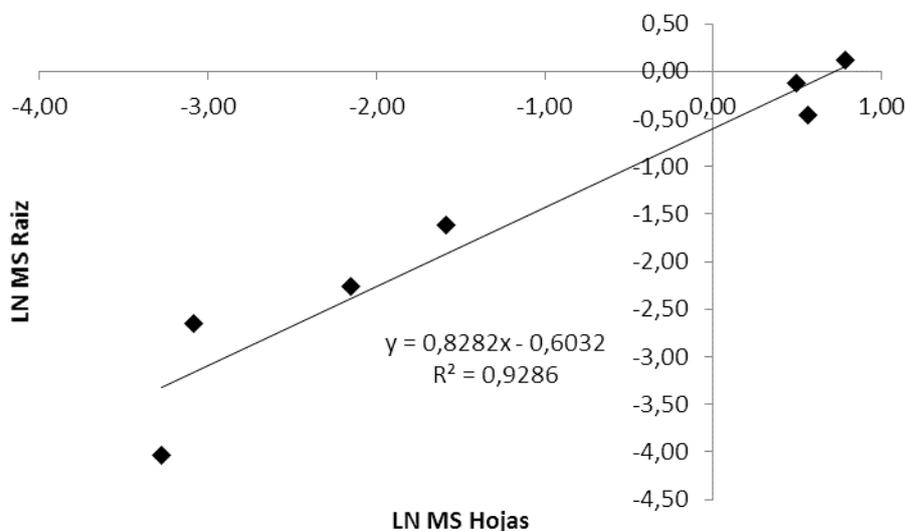


Figura 42. Razón alométrica hojas-raíz

La cebolla tiene un sistema radicular muy limitado en extensión y profundidad, que presenta baja densidad debido a su escasa ramificación y concentra las raíces en los primeros 60 cm del suelo (Zink, 1966; Bosh-Serra, 1999).

4.3.1 Acumulación de nutrientes.

Debido al bajo rendimiento que registró el cultivo, el contenido de nutrientes de las plantas observado en el ensayo, mostró valores inferiores a los reportados por Sullivan *et al.* (2001) y Queirós-Pôrto *et al.* (2007) (Tabla 12). Sin embargo las relaciones entre la mayoría de los macro y micro nutrientes concuerdan, con excepción del Ca, B y Cu.

En la mayoría de los casos, la absorción de nutrientes en raíces, bulbos, hojas y planta entera (Tablas 13-16) se ajustó a curvas sigmoidales (Lee *et al.*, 2001). Los minerales que mayor absorción presentaron fueron K, N y Ca con más de 60 kg ha⁻¹, seguidos por S, P, Mg y Fe con 15, 8, 6 y 2 kg ha⁻¹ respectivamente, y los que se absorbieron en menor proporción fueron B, Mn, Zn y Cu con 400, 50, 60 y <0.3 g ha⁻¹ respectivamente (Tabla 16).

Tabla 11. Extracción de minerales a cosecha.

Nutriente	Extracción	% en bulbo	% Hojas	% Raiz
Nitrógeno	58.8 kg ha ⁻¹	58	42	0
Boro	414.4 g ha ⁻¹	60	31	10
Calcio	79.6 kg ha ⁻¹	48	43	9
Hierro	1.9 kg ha ⁻¹	37	16	46
Potasio	52.8 kg ha ⁻¹	32	30	4
Magnesio	6.2 kg ha ⁻¹	52	38	10
Manganeso	66 g ha ⁻¹	0	24	76
Zinc	53.4 g ha ⁻¹	58	20	22
Fósforo	8.2 kg ha ⁻¹	64	31	4
Azufre	15.6 kg ha ⁻¹	56	39	6
Sodio	15.3 kg ha ⁻¹	20	61	19
Cobre	0.29 g ha ⁻¹	0	0	100

La tasa de absorción absoluta de los minerales estudiados fue lenta durante los primeros 46 días correspondientes a la fase de establecimiento del cultivo; posteriormente presentaron una rápida aceleración hasta alcanzar un pico positivo de absorción a los 70 DDT para N, S, Mn y Zn y en el 89 DDT para K, P, Ca, Mg, B y Fe. Finalmente presentaron una desaceleración durante la fase de senescencia del cultivo, tal como se puede apreciar en las Figuras 43-45.

Tabla 12. Curvas de absorción de minerales en planta entera

Nutriente	Absorción P. Entera	R ²
Nitrógeno	$N = e^{-0.0004x^2+0.101x-1.722}$	0.97
Boro	$B = e^{-0.0004x^2+0.1043x-0.5772}$	0.98
Calcio	$Ca = e^{-0.0005x^2+0.113x-2.3271}$	0.99
Hierro	$Fe = e^{-0.0005x^2+0.1139x-5.4123}$	0.99
Potasio	$K = e^{-0.0007x^2+0.1527x-3.8856}$	0.99
Magnesio	$Mg = e^{-0.00041x^2+0.0991x-4.03}$	0.99
Manganeso	$Mn = e^{-0.0005x^2+0.1053x-1.233}$	0.99
Zinc	$Zn = e^{-0.0005x^2+0.107x-1.9535}$	0.97
Fósforo	$P = e^{-0.0005x^2+0.1218x-4.9504}$	0.98
Azufre	$S = e^{-0.0006x^2+0.1237x-3.73}$	0.99
Sodio	$Na = e^{-0.0006x^2+0.1132x-2.748}$	0.98

La concentración de N en hojas, bulbos y planta entera presentó tendencias lineales decrecientes durante el ciclo de cultivo (Zink, 1966; Pire *et al.*, 2001); la acumulación de N registró un comportamiento sigmoideal en bulbos y hojas, y bajas contenidos en raíz durante toda la temporada. El cultivo exporta en el bulbo el 58% del N y el 64% del P absorbido; esto concuerda con lo reportado por May *et al.* (2008).

Tabla 13. Curvas de Absorción de nutrientes minerales en bulbos

Nutriente	Absorción bulbos	R ²
Nitrógeno	$N = e^{-0.0002x^2+0.0774x-2.5841}$	0.96
Boro	$B = e^{-0.0002x^2+0.091x-1.8582}$	0.95
Calcio	$Ca = e^{-0.0002x^2+0.0939x-3.3944}$	0.97
Hierro	$Fe = e^{-0.0002x^2+0.0835x-7.1592}$	0.97
Potasio	$K = e^{-0.0003x^2+0.11x-4.6037}$	0.98
Magnesio	$Mg = e^{-0.0002x^2+0.0788x-5.3057}$	0.97
Manganeso	$Mn = e^{-0.0018x^2+0.2229x-6.6753}$	0.92
Zinc	$Zn = e^{-0.0001x^2+0.758x-3.1764}$	0.91
Fósforo	$P = e^{-0.0003x^2+0.1031x-5.9523}$	0.97
Azufre	$S = e^{-0.0002x^2+0.0908x-4.82}$	0.97
Sodio	$Na = e^{-0.0002x^2+0.0769x-4.335}$	0.98
Cobre	Contenidos demasiado bajos	NA

En la última fecha de muestreo se observó una disminución del N en hojas, aunque no se evidenció ningún incremento en otra parte de la planta (Queirós-Pôrto *et al.*, 2007; Fernández-Santos *et al.*, 2007), lo que sugiere que esto no se debe a una traslocación de nutrientes sino a pérdidas de N en hojas que se secan durante el periodo de senescencia.

Se puede concluir que la mayor parte del N es mineralizado durante los dos últimos meses del ciclo de cultivo (capítulos 2 y 3) justo cuando la cebolla está bulbificando y presenta las mayores tasas de acumulación de minerales. Esto concuerda con lo publicado por Brown (1997) quien encontró que la cebolla acumula el 90% del N durante la bulbificación y reportó tasas de acumulación lineales que variaban entre 1.3 y 1.6 kg ha⁻¹ día⁻¹.

Tabla 14. Curvas de absorción de nutrientes en hojas

Nutriente	Absorción hojas	R ²
Nitrógeno	$N = e^{-0.0007x^2+0.1206x-2.3876}$	0.95
Boro	$B = e^{-0.0005x^2+0.1186x-1.9813}$	0.97
Calcio	$Ca = e^{-0.0005x^2+0.1182x-3.2836}$	0.98
Hierro	$Fe = e^{-0.0005x^2+0.1195x-7.4636}$	0.97
Potasio	$K = e^{-0.0012x^2+0.2071x-6.0543}$	0.97
Magnesio	$Mg = e^{-0.0005x^2+0.1142x-5.4481}$	0.97
Manganeso	$Mn = e^{-0.0004x^2+0.0993x-2.3477}$	0.95
Zinc	$Zn = e^{-0.0119x^2+0.2163x-7.1304}$	0.98
Fósforo	$P = e^{-0.0008x^2+0.151x-6.6245}$	0.94
Azufre	$S = e^{-0.0008x^2+0.1496x-5.4241}$	0.97
Sodio	$Na = e^{-0.0006x^2+0.1245x-4.665}$	0.96
Cobre	Contenidos demasiado bajos	NA

La absorción de Ca y Mg se caracterizó por presentar curvas crecientes en hojas, bulbos y raíces durante todo el ciclo del cultivo. Estos minerales se concentran principalmente en bulbos, y en menor medida en hojas y raíces.

El Ca fue el nutriente que presentó las mayores extracciones en planta entera. Esto concuerda con lo reportado por Morales *et al.* (1992), Bender (1993) y Vidigal *et al.* (2010); sin embargo difiere de lo encontrado por Zink (1962) y Pire *et al.* (1997), lo cual sugiere que la cebolla tiene cierto grado de tolerancia y es capaz de adaptarse a suelos con diferentes contenidos de Ca.

Tabla 15. Curvas de absorción de nutrientes en raíces

Nutriente	Absorción Raíces	R ²
Nitrógeno	$N = e^{-0.001x^2+0.1401x-3.3519}$	0.97
Boro	$B = e^{-0.0006x^2+0.1112x-1.4473}$	0.97
Calcio	$Ca = e^{-0.0008x^2+0.1332x-3.8339}$	0.97
Hierro	$Fe = e^{-0.0007x^2+0.125x-5.877}$	0.98
Potasio	$K = e^{-0.001x^2+0.1572x-4.6771}$	0.95
Magnesio	$Mg = e^{-0.0006x^2+0.1023x-4.7696}$	0.97
Manganeso	$Mn = e^{-0.0005x^2+0.1076x-1.7072}$	0.99
Zinc	$Zn = e^{-0.0007x^2+0.1317x-3.0748}$	0.98
Fósforo	$P = e^{-0.0008x^2+0.1314x-5.9596}$	0.97
Azufre	$S = e^{-0.0008x^2+0.1256x-4.302}$	0.90
Sodio	$Na = e^{-0.0007x^2+0.1173x-3.1295}$	0.90
Cobre	Contenidos demasiado bajos	NA

El K, S, P y Zn presentaron dinámicas similares en hojas, bulbos y raíces (Vidigal *et al.*, 2010). Durante los primeros 46 días tuvieron bajas tasas de absorción, entre el 46-70 DDT presentaron una gran aceleración y finalmente después del día 70 se evidenciaron incrementos en bulbos y una disminución sostenida en hojas y raíces, lo que sugiere que estos nutrientes están siendo movilizados (Haag *et al.*, 1970).

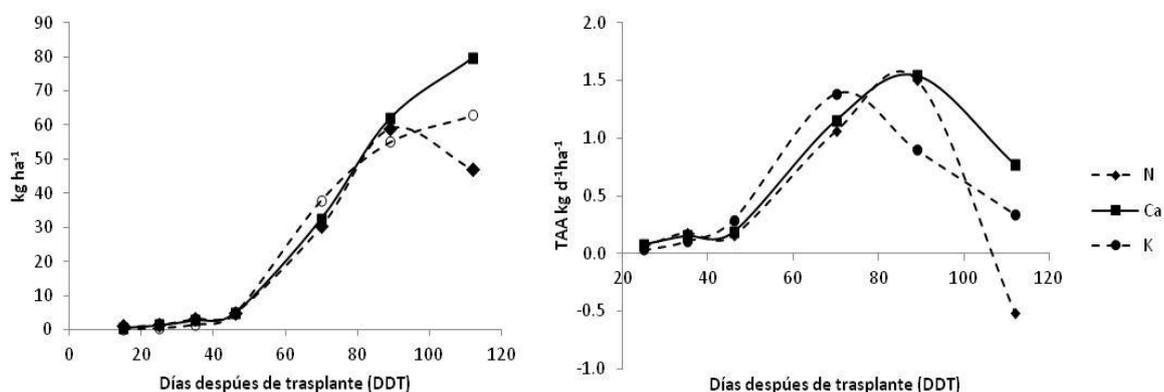


Figura 43. Curva de acumulación (izq.) y Tasa Absoluta de Absorción (der.) de Calcio (Ca), Potasio (K) y Nitrógeno (N) en planta entera.

El Fe presenta incrementos en la acumulación en hojas, bulbos y raíces durante todo el ciclo del cultivo y se encuentra distribuido al interior de la planta, principalmente en raíces y bulbos y en menor medida en las hojas. Entre 89-112 DDT se evidencia una traslocación de raíces a hojas. Estos

resultados concuerdan con lo reportado por Vidigal *et al.* (2010) aunque son ligeramente superiores.

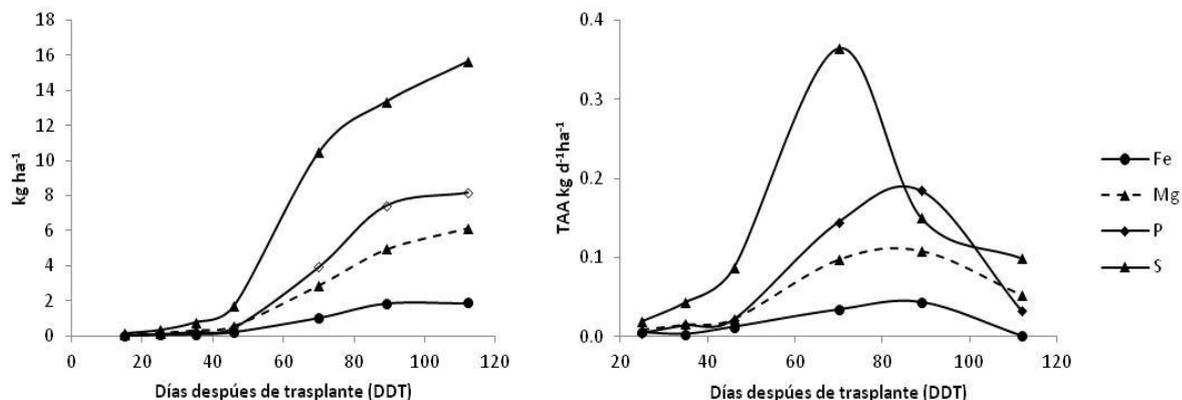


Figura 44. Curva de acumulación (izq.) y Tasa Absoluta de Absorción (der.) de Azufre (S), Fósforo (P), Magnesio (Mg) y Hierro (Fe) en planta entera.

La acumulación de B registró un comportamiento sigmoïdal en bulbos y hojas y bajas concentraciones en raíz durante todo el ciclo del cultivo. Los contenidos de B son considerablemente más altos que los reportados por Sullivan *et al.* (2001). No obstante, diversos autores (Gupta *et al.*, 1985; Haque *et al.*, 2014; Mitra, 2015) han reportado que la cebolla es tolerante y no disminuye su rendimiento por altas concentraciones de B.

En la última fecha de muestreo el B presenta una pequeña disminución en hojas y raíces e incrementos en bulbos, lo que sugiere una pequeña traslocación de nutrientes durante el periodo de senescencia (Wimmer *et al.* 2015). Según Brown y Shelp (1997) el B es móvil en el floema de plantas que utilizan ciertos polioles como principal metabolito fotosintético, como es el caso de la cebolla.

El Na presenta bajas concentraciones durante los primeros DDT. Sin embargo, en el día 46 presenta un pico de absorción que se concentra inicialmente en las raíces, que alcanzan concentraciones de hasta 25.000 ppm; posteriormente éstas disminuyen en las raíces y aumentan principalmente en hojas y en menor medida en bulbos. Resultados similares han sido anteriormente reportados por Zink (1966).

El Cu presenta concentraciones <1.5 ppm en hojas y bulbos durante todo el ciclo del cultivo; estos resultados difieren de lo reportado por Sullivan *et al.* (2001), Giocchio *et al.* (2002), e Yruela (2015). Es probable que estas plantas estén presentando deficiencias en este nutriente, ya que la cebolla es muy sensible a la insuficiencia de Cu en comparación con otras plantas (Mitra, 2015). En raíces solamente se encontraron cantidades >1,5 ppm después del día 46, continuando con un comportamiento creciente hasta el día 70, y finalmente se estabilizan hasta el momento de la cosecha.

Reuter *et al.* (1981) encontraron que al aumentar las dosis de fertilizante nitrogenado y fosforado se inducía a deficiencias de Cu en trébol subterráneo (*Trifolium subterraneum* L.). Sorteberg y Oijord (1977) encontraron respuesta a la adición de Cu en varias pasturas cultivadas en suelos con alto contenido de materia orgánica.

El Cu se caracteriza por ser el nutriente menos móvil en el suelo y ser fuertemente retenido por la materia orgánica (Sommer, 1945), especialmente en suelos arenosos (Hodgson *et al.*, 1962). Es probable que las altas dosis de abonos orgánicos utilizados resulten en menor absorción de Cu en la cebolla (Anderson *et al.*, 1991; Gupta, 1997).

Las deficiencias de Cu causan puntas de hojas cloróticas y retorcidas y bulbos con catáfilas delgadas, claras y quebradizas (Brewster, 2007). En un ensayo en suelos con alto contenido de materia orgánica, Ellerbrock (1997) encontró incrementos de 37 a 175 ppm de Cu foliar en cultivos de cebolla que presentaban deficiencias, mediante la aplicación de 84 kg CuSO₄ ha⁻¹.

En plantas con deficiencia de Cu se altera la biosíntesis de lignina, lo que las predispone al efecto nocivo de los patógenos. Sin embargo, el uso indiscriminado de este elemento altera las interacciones entre los microorganismos del suelo (Sánchez y Prager, 2001).

Al estudiar la absorción del Mn en planta entera se encuentra que sigue una dinámica sigmoideal, al igual que la mayoría de los minerales. Sin embargo, se debe resaltar que los contenidos en los bulbos son prácticamente

despreciables ($<1 \text{ g ha}^{-1}$) y este mineral se encuentra concentrado en raíces y en menor medida en hojas.

Entre 70-89 DDT se evidenció una disminución de 10 g ha^{-1} del contenido de Mn en hojas y un incremento del mismo en raíces, lo que sugiere una traslocación de las hojas a las raíces.

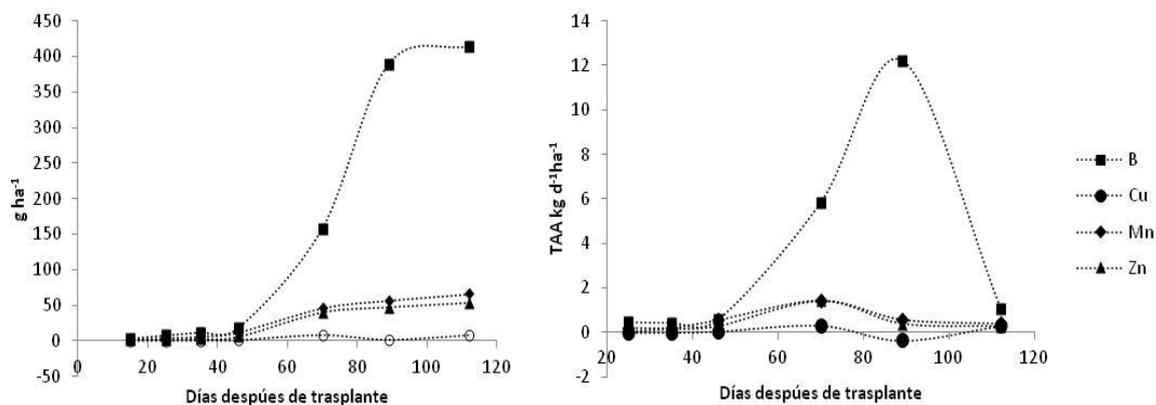


Figura 45. Curva de acumulación (izq.) y Tasa Absoluta de Absorción (der.) de Boro (B), Cobre (Cu), Manganeso (Mn) y Zinc (Zn) en planta entera.

4.4 CONCLUSIONES

Es necesario establecer estrategias de fertilización que minimicen las pérdidas de nutrientes móviles durante la fase de establecimiento del cultivo.

Las tasas de acumulación de los 12 nutrientes estudiados presentan picos máximos entre el día 70 - 89 después de trasplante, por lo que es conveniente ajustar las fechas de fertilización para sincronizar los periodos de máxima disponibilidad de nutrientes con los periodos de mayor absorción..

Es necesario considerar posibles desbalances nutricionales causados en el cultivo por los abonos.

❖ Los bajos contenidos de Cu en tejido vegetal sugieren que las altas fertilizaciones con abonos orgánicos resultan en disminución de la disponibilidad de Cu, posiblemente por interferencia con compuestos orgánicos. Este desequilibrio nutricional puede incrementar la incidencia de plagas y enfermedades.

CAPITULO 5: ENSAYO DE FERTILIZACIÓN

5.1 INTRODUCCIÓN

La Cebolla (*Allium cepa* L.) es el principal cultivo hortícola en el Valle Bonaerense del Rio Colorado (VBRC) y se caracteriza por tener un sistema radical sin ramificaciones y poco profundo (Brewster, 2008). Es frecuente que se abone con elevadas dosis debido a que el costo del fertilizante es una pequeña fracción del costo total del cultivo (Brown, 1997). Estos excesos pueden traer consecuencias agronómicas y contaminación del medio ambiente.

Diversos autores han llegado a la conclusión de que es posible alcanzar rendimientos similares a los de la agricultura convencional mediante sistemas de producción orgánica (Shaheen, 2007; Yoldas, 2011; Lee y Seong, 2015), al mismo tiempo que se disminuye el uso de fertilizantes sintéticos que son altamente dependientes de combustibles fósiles.

En Argentina se viene adoptando cada vez más la crianza de animales confinados, principalmente aves, cerdos, ovinos y bovinos. Esto significa un riesgo ambiental por concentrar grandes cantidades de guano en pequeñas áreas (García *et al.*, 2013; Molina *et al.*, 2015), sin embargo esta alta concentración representa una oportunidad para colectarlos fácilmente y reutilizarlos en suelos agrícolas como abonos orgánicos.

Los nutrientes lábiles de los estiércoles son susceptibles a perderse fácilmente por lixiviación, generando graves problemas de eutrofización de aguas (García *et al.*, 2012), o en forma gaseosa, generando NH_3 , CH_4 y N_xO , que son gases de efecto invernadero (Nieto *et al.*, 2014).

Debido a que los abonos orgánicos aportan a la fertilidad física (Minoldo *et al.*, 2014), química y biológica, es complejo establecer un solo criterio para dosificarlos (Schröder, 2005); sin embargo, éstos tradicionalmente se dosifican

basándose en las necesidades de N y P de las plantas, ya que son el principal limitante de la producción vegetal (Eghball *et al.*, 2002).

Otros autores recomiendan dosificar los abonos orgánicos y estimar su valor fertilizante basándose en la respuesta del cultivo a través de las curvas de respuesta (Schroder, 2005; Webb *et al.*, 2013); esto permite establecer criterios como la eficiencia del uso de estiércol, rendimientos potenciales y valores de sustitución entre abonos, que son indicadores que permiten optimizar fácilmente el uso de los fertilizantes.

A través de las curvas de respuesta es posible establecer las dosis más adecuadas de fertilizantes basándose en las relaciones entre el costo de los abonos y el precio de las cosechas, lo que las hace herramientas útiles para la toma de decisiones de los agricultores.

La cebolla comúnmente tiene una respuesta cuadrática a la fertilización (Lee, 2011), puesto que presenta una fase de crecimiento de la producción conforme aumentan las dosis de los abonos, alcanzando un pico entre 150-250 kg N y posteriormente un descenso (Gaviola, 1996).

La eficiencia del uso del N aumenta en los fertilizantes orgánicos porque éstos aportan diferentes tipos de nutrientes minerales, mejoran la estructura del suelo y favorecen el desarrollo de microorganismos benéficos.

Según Brown (1997), el uso excesivo de N reduce el rendimiento de la cebolla, retrasa la madurez y genera un cierre deficiente del cuello del bulbo, lo que resulta en mayor susceptibilidad a plagas y enfermedades y en una disminución del periodo de poscosecha.

Excesos en los abonos generan plantas más susceptibles a la sequía por aumento de la capacidad de intercambio catiónico (Shortall *et al.*, 1975) y al ataque de insectos, como el gusano de la semilla y de la cebolla (*Delia antiqua* y *Delia platura*), que son plagas comunes en la región.

Las hembras del género *Delia* tienen preferencia por plantas de cebolla en putrefacción, amarillentas (Dindonis *et al.*, 1980; Harris y Miller, 1988), con

daños mecánicos e infectadas con *Fusarium*, en vez de plantas sanas. Esta preferencia está relacionada con olores característicos y volátiles que orientan la oviposición de *Delia* (Judd y Borden, 1992; Johnson *et al.*, 2006).

La incorporación de estiércoles en los primeros días de primavera atrae moscas de *Delia platura* a poner huevos (Gill, 2013); sin embargo no todos los estiércoles tienen los mismos olores ni las mismas concentraciones, además el manejo, almacenamiento, tratamiento y forma de aplicación puede incrementar o disminuir esta situación.

Diversos autores han concluido que el compostaje disminuye el contenido de patógenos y de sustancias fitotóxicas y la atracción de vectores por reducción de compuestos volátiles (Labud *et al.*, 2003; Webb *et al.*, 2013).

Por tal motivo se diseñó un ensayo con el objetivo de determinar las curvas de respuesta de 5 abonos orgánicos y las dosis que optimicen la utilización de estos abonos con un manejo ecológico del cultivo de la cebolla en el VBRC.

5.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Se desarrolló un ensayo de fertilización orgánica en la parcela agroecológica de la EEA INTA Hilario Ascasubi (el mismo suelo de los capítulos 2, 3 y 4) durante la campaña de cebolla 2013/14. En un suelo Hapludol Entico, franco-arenoso, perteneciente a la serie La Merced (Codagnone, 1991). Se evaluaron 5 abonos incorporados al trasplante en 4 dosis diferentes.

Los abonos evaluados fueron: GC, G, BioO, EB y EO en dosis equivalentes a 0, 75, 150, 225 y 300 kg N ha⁻¹ cada uno (Tabla 17). La caracterización química de los abonos utilizados se encuentra detallada en la Tabla 6 del Capítulo 2.

Se utilizó cebolla cultivar Valcatorce INTA y el almácigo se realizó en el mes julio, en un túnel bajo, cubierto con manta antihelada, montado sobre una estructura de arcos de hierro de 0,60 m de altura y 1,40 de largo. La siembra se realizó en líneas distanciadas a 0,10 m y dejando un espacio aproximando de

0,03 m entre semillas. Para el riego se colocaron tres líneas de cintas con goteros incorporados a 0,20 m, ubicadas en sentido longitudinal del almácigo

Tabla 16. Dosis utilizada de cada uno de los abonos

Equivalente N	BioOrganutsa	Gallinaza	Gallinaza	Estiércol	Estiércol
		Compostada	cruda	Bovino	Ovino
Dosis (kg ha ⁻¹)					
75	624	12,295	5,792	8,653	10,938
150	1,249	24,590	11,585	17,306	21,876
225	1,873	36,885	17,377	25,959	32,814
300	2,497	49,180	23,170	34,612	43,752

El trasplante se realizó en forma manual en el mes de octubre en parcelas de 3 m de largo, en cuatro hileras, dos a cada lado de la cinta de goteo. Los riegos se realizaron de acuerdo a la necesidad del cultivo, mediante cintas de polietileno con goteros incorporados a 0,20 m. El control de malezas se hizo en forma manual a partir del momento del trasplante y hasta la finalización del cultivo.

Se realizaron 4 muestreos de material vegetal y de suelo: uno en el trasplante, dos durante el ciclo de cultivo y uno en la cosecha, donde se tomaron 5 plantas por cada parcela, a las que se les registró peso fresco y seco de bulbos y hojas por separado. El secado del material vegetal se realizó en estufa de aire forzado a 60°C hasta peso constante.

Todas las muestras secas se molieron a un tamaño menor a 20 mesh y se les determinó el N total por semi-micro Kjeldhal (Mulvaney, 1996). Se tomaron muestras de suelo a 0-20 y 20-60 cm de cada parcela y se les determinó humedad gravimétrica y N inorgánico (NH₄⁺ y NO₃⁻) por el método Kjeldhal (Mulvaney, 1996).

Para evaluar el rendimiento, se cosecharon todas las plantas de un metro lineal de cultivo, se colocaron en bolsas de malla y se colgaron durante 2 meses en un galpón con buena ventilación que permitiera el curado natural de las cebollas para su posterior deshojado y clasificación.

Durante la clasificación se evaluó producción total, comercial y descarte, basándose en los parámetros de exportación de Mercosur. Se registró el peso, número y tamaño de bulbos para cada tratamiento y repetición.

5.2.1 Cálculos.

Las relaciones entre las variables de rendimiento y las dosis de abonos aplicados fueron descritas usando el modelo lineal-meseta y el cuadrático base x y base \sqrt{x} . (Suñer, 2000; Machado, 2009; Halvorson, 2008).

- $y = a + bN + cN^2$
- $y = a + b\sqrt{N} + c\sqrt{N}^2$
- $y = d_1(a_0 + b_2N) + d_2y_L$

Donde: y puede ser Rendimiento, Masa seca o Extracción de N; a es el intercepto del eje y cuando la dosis vale 0; b es la pendiente de la curva y representa la eficiencia agronómica y c es el coeficiente de curvatura. El valor máximo de cada variable de respuesta fue calculado como el vértice de la ecuación cuadrática. La selección del modelo fue realizada con base en el coeficiente de determinación (pseudó R^2).

- $y_{max} = a - \frac{b^2}{4c}$

Se determinaron las eficiencias de N mediante las ecuaciones:

- Eficiencia Abono (EA) = $\frac{Y_{Trat} - Y_{testigo}}{N_{abono}}$
- Eficiencia Fisiológica (EF) = $\frac{Y_{bulbo} - Y_{planta}}{N_{bulbos}}$

Donde "Y" puede ser el rendimiento en masa fresca, masa seca o N absorbido.

5.2.2 Estadística.

Para el análisis estadístico del rendimiento se utilizó ANOVA doble, donde las enmiendas orgánicas constituyeron el factor principal y las dosis el factor secundario. Para cada enmienda se realizaron regresiones entre las variables del rendimiento y las dosis aplicadas.

Para la evolución del peso fresco y seco de las plantas se utilizó ANOVA triple en un diseño factorial, el efecto de los abonos y dosis se consideró completamente al azar y para las fechas de muestreo se utilizaron medias repetidas en el tiempo.

Para analizar $N_{inorgánico}$ en el suelo se utilizó un diseño de parcelas divididas de cuatro factores, donde el efecto de parcela dividida se le atribuyó a la profundidad. Para los abonos, dosis y fechas se usaron factores fijos.

Los cálculos estadísticos fueron solucionados mediante el uso del programa INFOSTAT (Di Rienzo *et al.* 2010)

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Dinámica del Nitrógeno en el perfil del suelo.

Durante el ciclo del cultivo se verificaron diferentes comportamientos en NO_3^- y $NH_4^+ + NO_3^-$ (N_i) en las profundidades de 0-20 y 20-60 ($p_{interacción} < 0,001$); por tal motivo se analizaron por separado. También se encontraron diferencias en el contenido de NO_3^- y N_i entre fechas de muestreo ($p < 0,001$) en 0-20 y 20-60 cm. (Figura 46).

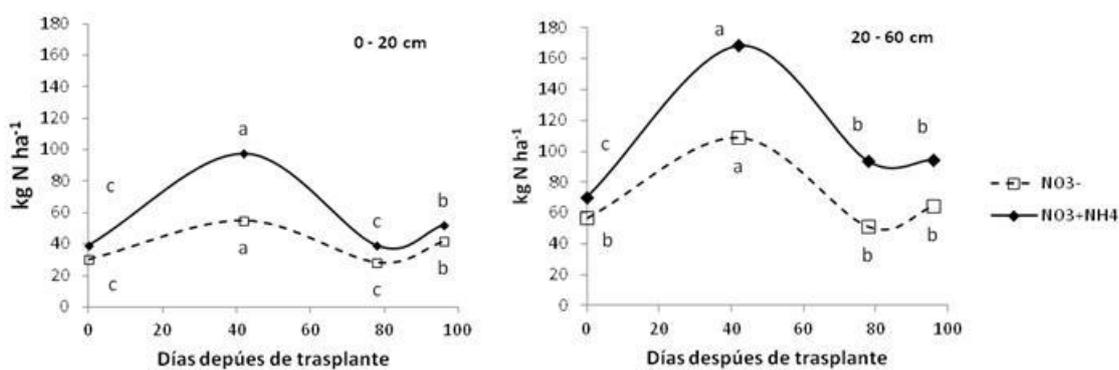


Figura 46. Dinámica del Nitrógeno inorgánico (N_i) en suelo de 0 a 20 cm (izq.) y de 20 a 60 (der.). Letras diferentes indican variaciones significativas ($p < 0,05$).

En todos los tratamientos y en las dos profundidades se registraron incrementos significativos ($p < 0,05$) en el día 42 después del trasplante (DDT), alcanzando concentraciones medias de 54,8 y 97,4 kg de $N\ ha^{-1}$ en NO_3^- y N_i

respectivamente. En los 78 y 96 DDT se registraron disminuciones significativas ($p < 0,05$), obteniéndose concentraciones medias de 45,5 y 34,5 kg N ha⁻¹, similar a lo encontrado al inicio del ciclo del cultivo.

En la capa de 0-20 cm se encontraron diferencias en NO₃⁻ y Ni entre enmiendas ($p < 0,05$). El EB presentó las mayores concentraciones de NO₃⁻ seguido por EO, G, GC y BioO, que registraron valores de 43,2, 42,2, 41,8, 33,7 y 32,6 kg N ha⁻¹, respectivamente (Figura 47).

Se debe resaltar que abonos como el EB y EO registraron los mayores contenidos de NO₃⁻ en la capa superficial; sin embargo, en los capítulos 2 y 3 presentaron curvas de mineralización de Ni y NO₃⁻ inferiores y similares a los del suelo Testigo (T), lo que sugiere que estas altas concentraciones de NO₃⁻ provienen más de un efecto físico que de la descomposición del abono. Según Minoldo *et al.* (2014) la aplicación de estiércol de feedlot disminuye la densidad aparente, aumenta la macro porosidad y mejora el agua útil del suelo.

En la capa 20 - 60 cm se encontraron diferencias en NO₃⁻ y Ni entre enmiendas ($p < 0,06$). El EO presentó las mayores concentraciones de NO₃⁻, seguido G, EB, GC y BioO, que registraron valores de 83,8, 73,3, 68,3, 58,8 y 66,5 kg N ha⁻¹, respectivamente (Tabla 18).

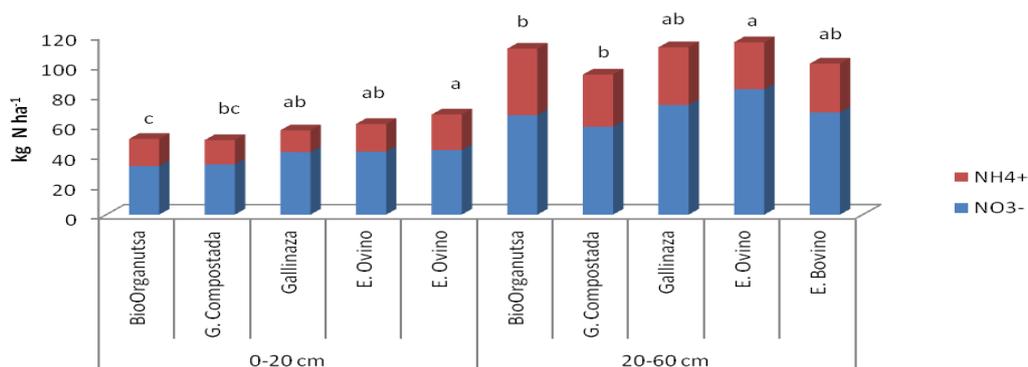


Figura 47. Nitrógeno inorgánico (Ni) en el suelo durante el ciclo del cultivo. Diferentes letras indican diferencias significativas en el contenido de NO₃⁻ ($p < 0,05$).

El BioO presentó bajos contenidos de NO₃⁻ y Ni en las dos profundidades estudiadas, y dado que se caracterizó por su rápida y alta nitrificación (ver

capítulos 2 y 3), es probable que esto se deba a pérdidas de N al inicio del ciclo.

Se encontraron altos contenidos de Ni (140-165 kg ha⁻¹) en el momento de la cosecha. Esto coincide con lo reportado por Brown, (1997) quien encontró 45 y 180 kg NO₃⁻ ha⁻¹ en la capa 0-12” para los máximos rendimientos registrados.

Tabla 17. Contenidos medios de N inorgánico en el suelo a dos profundidades de muestreo

Abono	NO₃⁻	NO₃⁻ + NH₄⁺
0-20 (kg N ha⁻¹)		
BioOrganuta	32,56c	50,61b
Gallinaza Compostada	33,66bc	49,85b
Gallinaza	41,84ab	56,37ab
Estiércol Ovino	42,18ab	60,63ab
Estiércol Bovino	43,18a	66,93a
20-60 (kg N ha⁻¹)		
BioOrganutsa	66,53b	110,96
Gallinaza Compostada	58,85b	93,69
Gallinaza	73,29ab	111,92
Estiércol Ovino	83,82a	115,29
Estiércol Bovino	68,32ab	100,98

5.3.2 Rendimiento y valor fertilizante.

Se encontraron diferentes tipos de curvas de respuesta ($p_{\text{interacción}} < 0,001$) en los abonos evaluados, por tal motivo se agrupó el BioO, GC, EB y G, que se comportan de forma similar ($p_{\text{interacción}} > 0,8$), y se separó el EO que se comporta de manera diferente ($p_{\text{interacción}} < 0,001$).

Al evaluar el BioO, GC, EB y G se encontraron aumentos significativos ($p < 0,05$) para las dosis de 150 y 225 kg N ha⁻¹, alcanzando producciones medias de 41.900 y 42.261 kg ha⁻¹, respectivamente. En la dosis de 300 kg N ha⁻¹ se registró una disminución significativa ($p < 0,05$), obteniéndose una producción media de 34.840 kg ha⁻¹, similar a la dosis de 75 kg N ha⁻¹ y al T que registraron 34.528 y 35.535 kg ha⁻¹, respectivamente (Figura 48).

Resultados similares han sido anteriormente publicados por Lipinski (2015) y Rodríguez (1999), quien encontró incrementos en la producción de bulbos hasta los 225 kg de N en forma de urea. Docampo (2005) recomienda ser moderados con el uso de gallinaza al fertilizar cultivos de cebolla, debido a su alta concentración de nutrientes, sobre todo N, ya que puede causar mayor sensibilidad a las enfermedades, mala conservación y hortalizas con exceso de nitratos.

No se encontraron diferencias significativas entre abonos ($p > 0,20$), sin embargo, la G presentó los mayores valores medios ($40.860 \text{ kg ha}^{-1}$), seguida por GC, EB y BioO, que alcanzaron rendimientos medios de 40.430, 36.880 y $35.390 \text{ kg ha}^{-1}$, respectivamente. Debido a que estos 4 abonos presentaron respuestas similares, es posible ajustar una sola regresión que describa la respuesta a la fertilización y establecer sólo una dosis máxima agronómica (Figura 48). Esto concuerda con los resultados de disponibilidad de P extraíble (capítulo 3).

En un ensayo de fertilización de cebolla, Bagali *et al.* (2012) encontraron que dosis crecientes de gallinaza, lombricompuesto, estiércol de corral y fertilización química aumentaban el rendimiento en bulbos, la altura de las plantas, el número de hojas, el diámetro ecuatorial, el diámetro de cuello y el área foliar.

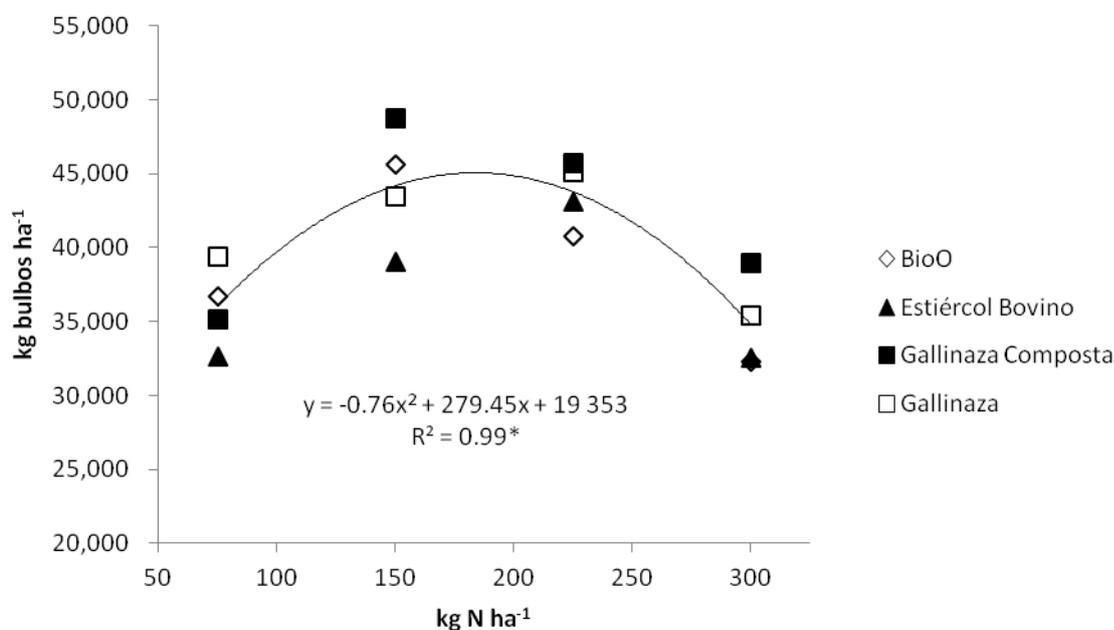


Figura 48. Rendimiento a cosecha (bulbos curados)

Se evaluaron los diferentes modelos de fertilidad propuestos (Tabla 19) y se encontró que el modelo lineal-meseta presenta un buen ajuste en dosis bajas (Brown, 1997), pero a dosis altas el error es mayor, debido a que no representa la disminución del rendimiento registrada en la dosis de 300 kg N.

Los modelos cuadráticos de base x y de base \sqrt{x} se ajustaron bien en toda la curva, presentando r^2 de 0.99 y 0.98 respectivamente. Esto concuerda con diversos autores que han encontrado que el rendimiento de cebolla tiene curvas de respuesta cuadráticas a la fertilización (Halvorson et al., 2008; Lee et al., 2012; Boyhan et al., 2007).

Al estudiar los residuales se puede observar que el modelo cuadrático de base x sobreestima en los extremos y subestima en el centro, por tal motivo es el más adecuado para calcular las dosis máximas, mientras que el modelo de base \sqrt{x} hace lo contrario y por consiguiente conviene utilizarlo para dosis más bajas.

En la Tabla 19 se encuentran las dosis máximas agronómicas para estos 4 abonos, calculadas por los tres modelos anteriormente descritos; no obstante

se debe resaltar que no se encontraron diferencias significativas en el rendimiento entre 150 - 225 kg N ha⁻¹ (Boyhan *et al.*, 2007).

Tabla 18. Modelos generales de fertilidad para Estiércol Bovino, BioOrganutsa, Gallinaza Compostada y cruda.

Modelo	r ²	Ecuación	D. Max
Cuadrático base x	0,99	$y = -0,76x^2 + 279,45 + 19353$	184 kg N
Cuadrático base raíz x	0,98	$y = -513,11 x + 13251\sqrt{x} - 40427,14$	167 kg N
Lineal-meseta	0,99	$y = 106,12x + 28054,43$	150 kg N

Los parámetros de la regresión cuadrática de base x y la dosis máxima agronómica para cada uno de los abonos y para el promedio de todos ellos, se encuentran en la Tabla 20. Resultados similares han sido anteriormente publicados por Shock (2004) y Fonseca *et al.* (2012).

Tabla 19. Curvas de respuesta del rendimiento después de curado

	Curva de respuesta	R ²	Dosis Máx	Rto Máx
BioOrganutsa	$y = -0.77x^2 + 265.7x + 2162$	0.94	172	47.988
G. Compostada	$y = -0.90x^2 + 350.2x + 14647$	0.93	194	82.712
Estiércol Bovino	$y = -0.75x^2 + 286.9x + 14817$	0.91	191	69.653
Gallinaza	$y = -0.61x^2 + 214.9x + 26323$	0.93	176	64.211
Promedio	$y = -0.76x^2 + 279.5x + 19353$	0.99	184	70.836

Lipinski (2005) reportó un buen ajuste a la ecuación cuadrática de base x y una dosis óptima de 150 kg N en forma de UAN en un ensayo con Cebolla Valcatorce y riego por goteo. También recomienda la aplicación de EB a razón de 20.000 kg ha⁻¹ y guano de ponedora en cantidades entre 5.000 - 10.000 kg ha⁻¹.

En un ensayo con cebolla de días cortos e incorporación de estiércol, Lee *et al.* (2011) reportaron dosis óptimas con 120 kg N en forma de urea. Boyhan *et al.* (2010) encontraron respuesta positiva a dosis crecientes de G entre 0-10 Mg ha⁻¹ y ajustaron una ecuación lineal al incremento.

Los tratamientos fertilizados con EO presentaron un incremento significativo en la dosis de 75 kg N ha⁻¹, alcanzando una producción media de 45.604 kg ha⁻¹, y

posteriormente presentaron una disminución significativa, alcanzando valores similares a los de T (Figura 49) y registrando producciones medias de 35.600, 39.245 y 32.800 kg ha⁻¹ para las dosis equivalentes a 150, 225 y 300 kg N ha⁻¹ respectivamente.

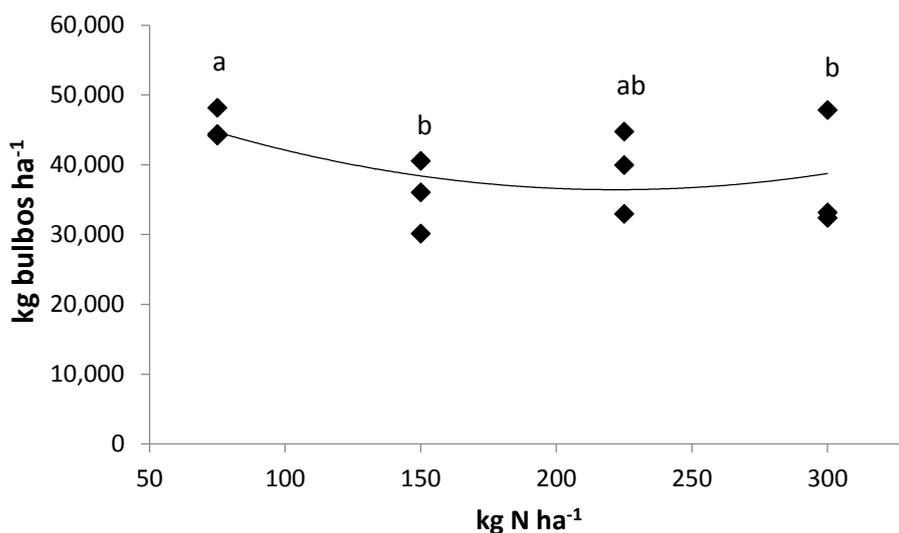


Figura 49. Rendimiento en bulbos en parcelas abonadas con Estiércol Ovino (EO). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Lo anterior coincide con un estudio realizado en Jordania con 20, 40 y 60 Mg ha⁻¹ de estiércol ovino, donde Abdelrazzag (2002) reportó incrementos significativos en el rendimiento, en el número de plantas m⁻² y en el área foliar en la dosis de 20 Mg ha⁻¹, los cuales disminuyeron posteriormente en la dosis de 40 y 60 Mg ha⁻¹.

Lee y Seong (2015) concluyeron que el estiércol de cerdo digerido anaeróbicamente es una fuente de N que puede ser usada para producir altos rendimientos de cebolla. El digerido aplicado a las dosis 80 y 120 kg N ha⁻¹ provee N disponible durante mayor tiempo para las plantas de cebolla y resulta en rendimientos similares a los obtenidos con fertilización química; sin embargo considera que aplicaciones en exceso pueden aumentar el contenido de sales en el suelo, por lo que no se deben usar en dosis superiores.

5.3.3 Producción de biomasa.

La acumulación de biomasa en hojas registró diferencias significativas ($p < 0.001$) a lo largo del ciclo del cultivo (Figura 50) y un comportamiento sigmoideal, presentando una primera etapa de acumulación lenta, posteriormente una acumulación rápida y finalmente una etapa de desaceleración-maduración del cultivo. Resultados similares han sido reportados por Lobartini *et al.* (1992) y Bosh-Serra (1999).

La biomasa de hojas llegó a acumular más de $16.000 \text{ kg ha}^{-1}$, alcanzó una producción pico en la tercera fecha de muestreo y posteriormente presentó un decrecimiento significativo ($p < 0.001$) durante el llenado del bulbo. La acumulación de biomasa del bulbo mantuvo una tendencia positiva ($p < 0.001$) durante los muestreos realizados, alcanzando una producción media de 1.200 , 30.500 y $45.300 \text{ kg ha}^{-1}$, respectivamente. Resultados similares han sido anteriormente reportados por Lee *et al.* (2012) en ensayos de fertilización con mezclas de compost y urea.

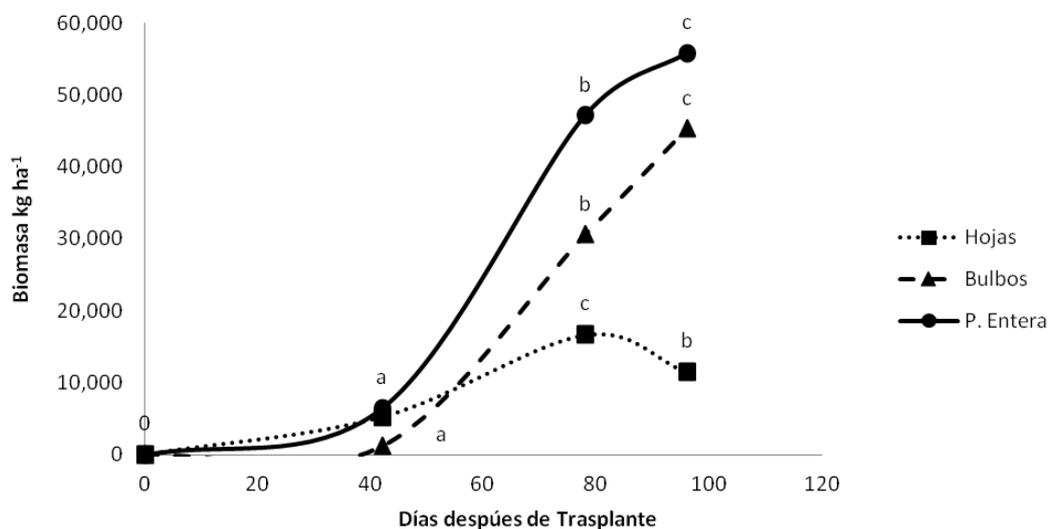


Figura 50. Acumulación de peso fresco. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Al comparar la producción de biomasa en hojas y en planta entera se encontraron diferencias significativas entre abonos ($p < 0,05$) y entre dosis ($p < 0,05$), a pesar de que todas las parcelas recibieron cantidades equivalentes

de N_{total} . La mayor producción media fue registrada por la G (42.850 kg ha⁻¹), seguida por GC, EB, EO y BioO, que alcanzaron rendimientos medios de 39.310, 38.580, 36.550 y 34.080 kg ha⁻¹ respectivamente (Figura 51). Esto concuerda con los resultados de P extraíble (capítulo 3).

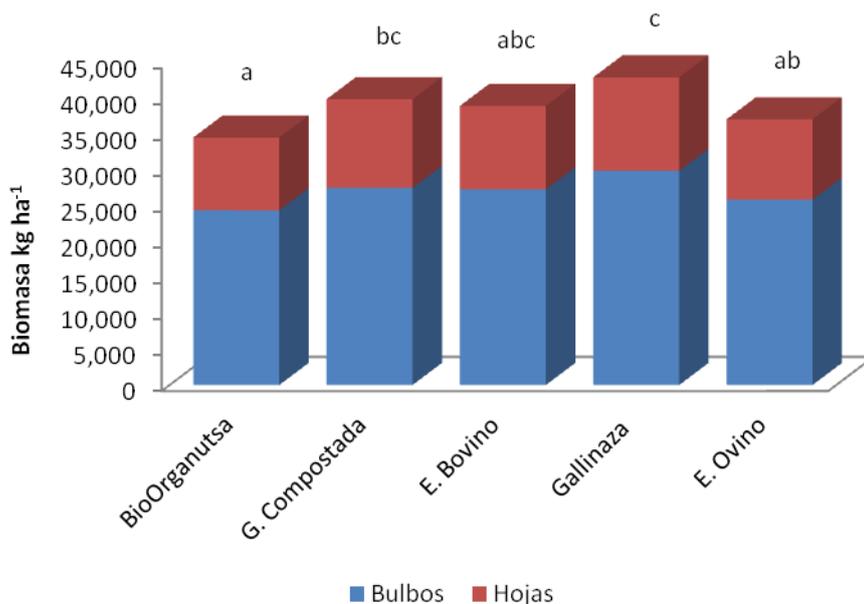


Figura 53. Producción de biomasa según el tipo de abono. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

La biomasa de hojas y planta entera respondió positivamente al aumento de los abonos ($p < 0.05$), alcanzando un pico en la dosis de 225 kg N, y posteriormente presentó un descenso significativo en la dosis de 300 kg N ($p < 0.05$), como se puede apreciar en la Figura 52. Esto coincide con los resultados obtenidos de rendimiento después de curado.

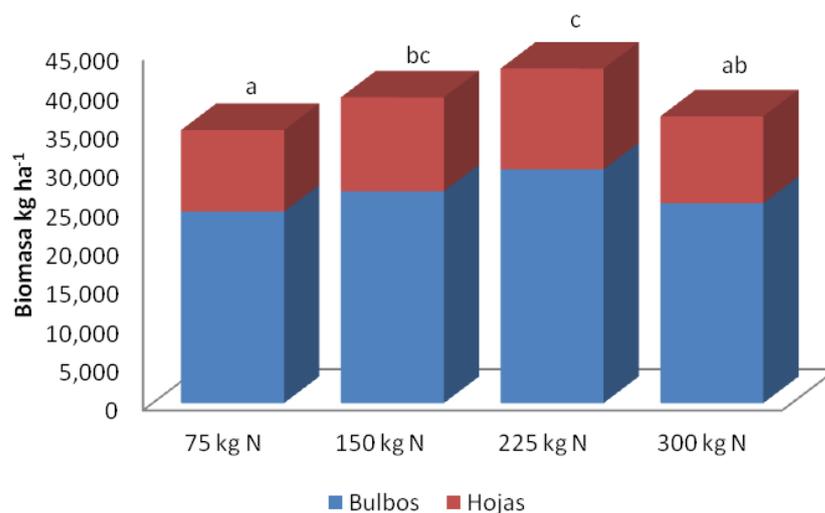


Figura 52. Producción de biomasa según dosis equivalentes de N. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

5.3.4 Componentes del Rendimiento.

5.3.4.1 Número de plantas.

Se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) en el número de plantas a cosecha (bulbos), aunque al inicio del ensayo se trasplantaron cuidadosamente $650.000 \text{ pl ha}^{-1}$ en todas las parcelas. Estas diferencias afectan sensiblemente el rendimiento del cultivo. El número de plantas a cosecha no se comportó de la misma forma en los diferentes abonos ($p_{\text{interacción}} < 0.05$), por tal motivo, se analizaron por separado y posteriormente se agruparon por dinámicas similares (Figura 53).

Al agrupar la G, BioO, el EO y EB no se encontraron diferencias significativas en abonos, pero sí entre dosis ($p < 0.001$), registrando densidades medias de 531.250 , 516.396 , 535.375 y $545.750 \text{ pl ha}^{-1}$ para dosis de 0 , 75 , 150 y 225 kg N ha^{-1} , respectivamente. En la dosis de 300 kg N ha^{-1} se evidenció una disminución significativa ($p < 0.05$), llegando a una población de 410.292 . Lo anterior sugiere que esta dosis de abono tiene un efecto fitotóxico sobre el número de plantas a cosecha.

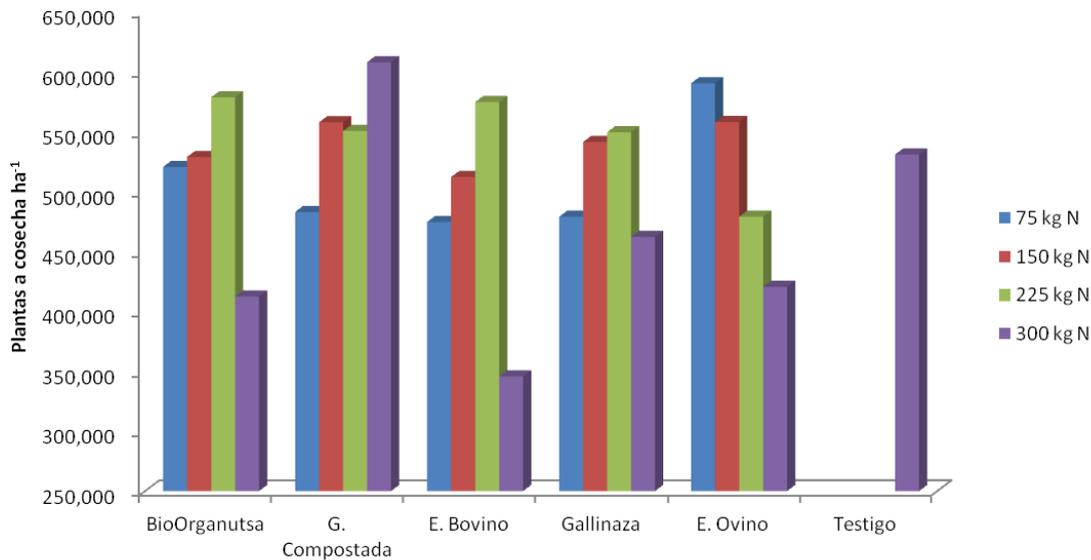


Figura 53. Densidad de plantas a cosecha.

Se agruparon G, BioO, EO y EB, que se comportan de forma similar ($p_{interacción} > 0.5$), y se separó la GC, que se comportó de manera diferente ($p_{interacción} < 0.05$).

Se encontró que el suelo abonado con G, BioO, EO y EB tiene un efecto cuadrático significativo en el número de plantas a cosecha, como se puede observar en la Figura 54. Al igualar la primera derivada a cero se encontró que la dosis que maximiza el número de plantas es de 167 kg N ha^{-1} . Por tal motivo se concluye que se deben utilizar dosis inferiores a 225 kg N ha^{-1} , ya que dosis superiores presentan efectos perjudiciales sobre el número de plantas a cosecha.

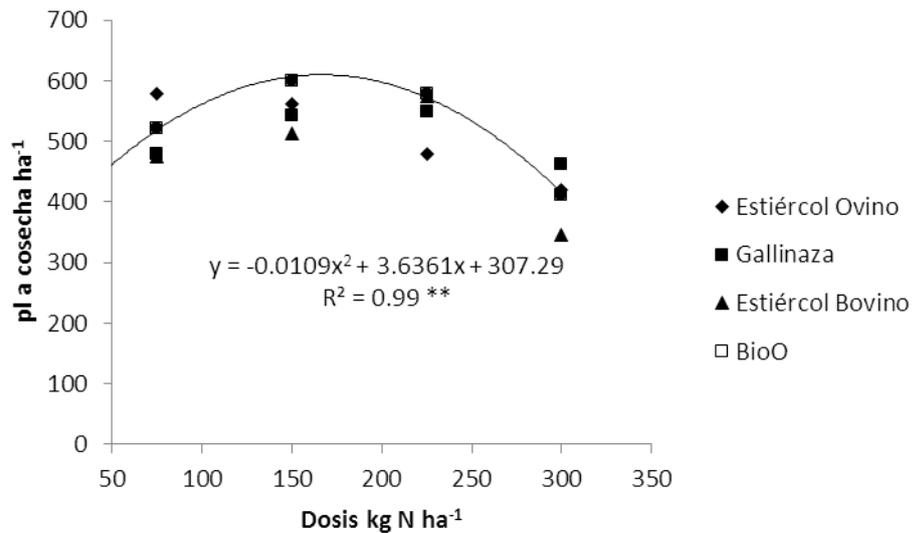


Figura 54. Número de plantas a cosecha según la dosis de N aplicada

Durante un ensayo de dos años con dosis crecientes de estiércol bovino, Yoldas *et al.* (2011) reportaron que el número de bulbos metro⁻² aumentaba en la dosis de 20 Mg y posteriormente disminuía en las dosis de 40 y 60 Mg ha⁻¹.

En un estudio en Jordania realizado con dosis crecientes (0 - 60 Mg ha⁻¹) de gallinaza y estiércol, Abdelrazzag (2002) reportó disminuciones en el número de plantas m⁻² a partir de las 20 Mg ha⁻¹, y le atribuyó este efecto perjudicial al incremento en la conductividad eléctrica por la alta mineralización de los abonos orgánicos.

En un ensayo con tres variedades de cebolla y 6 dosis de fertilización química, Jilani *et al.* (2004) y Ghaffoor *et al.* (2003) reportaron efectos cuadráticos en el número de plantas a cosecha, alcanzando picos en la dosis de 120 kg N ha⁻¹ y posteriormente disminuciones en las dosis de 160 y 200 kg N de las tres variedades.

Algunos autores explican estas reducciones en el número de plantas como efectos "tóxicos" por las altas concentraciones de NH₄⁺, que dificultan la germinación de semillas y el establecimiento de plantines (Moore *et al.*, 2010), por la alta conductividad eléctrica y concentración de sales solubles (Mehdi *et al.*, 2001) o por la mayor incidencia de plagas y enfermedades (White, 1984; Altieri y Nicholls, 2003).

La disminución en el número de plantas fue una conclusión a la que se llegó después de terminado el ensayo, al analizar los resultados de la cosecha. Por tal motivo no se realizaron mediciones detalladas para identificar la causa de esta disminución, sin embargo, se observaron ataques de trips (*Thrips tabaci*) y de gusano (*Delia* spp.) durante el ciclo del cultivo. Los ataques de gusano se concentraron especialmente en los primeros estadios y los de trips se dieron en estadios más avanzados, aproximadamente al inicio de la bulbificación.

Buckland (2011) reportó que aplicaciones de hasta 150 kg N ha⁻¹ no tienen efecto significativo en las poblaciones de trips en el cultivo de la cebolla y que altas dosis de fertilizantes nitrogenados pueden resultar en incrementos de hasta un 70% de las poblaciones. Según Malik *et al.* (2009) los trips no son un problema económico si los fertilizantes son utilizados en dosis adecuadas.

El comportamiento de *Delia antiqua* y *Delia platura* está relacionado con materia orgánica en descomposición (Capinera, 2008) y es probable que el olor de las dosis mayores de G, BioO, EO y EB atraigan más hembras a poner huevos.

Por otro lado, al evaluar los tratamientos abonados con GC se encontró que el número de plantas a cosecha aumentó en forma proporcional ($p < 0.001$) al incremento de la dosis (Figura 55). Resultados similares han sido anteriormente reportados por Mogren *et al.* (2007) quienes encontraron mayor número de cebollas en tratamientos fertilizados con abonos orgánicos fermentados.

En ensayos anteriores, Maynard y Hill (2000) reportaron incrementos en el número de plantas a cosecha en tres variedades de cebolla fertilizadas con iguales dosis de compost y explicaron que esto ocurre por la menor incidencia de podredumbres blandas a causa del efecto supresor del compost.

Además, esto posiblemente ocurra por una menor susceptibilidad a enfermedades y plagas, ya que el compost presenta una menor atracción de vectores (moscas), debido a que durante el compostaje disminuye el contenido de compuestos orgánicos volátiles.

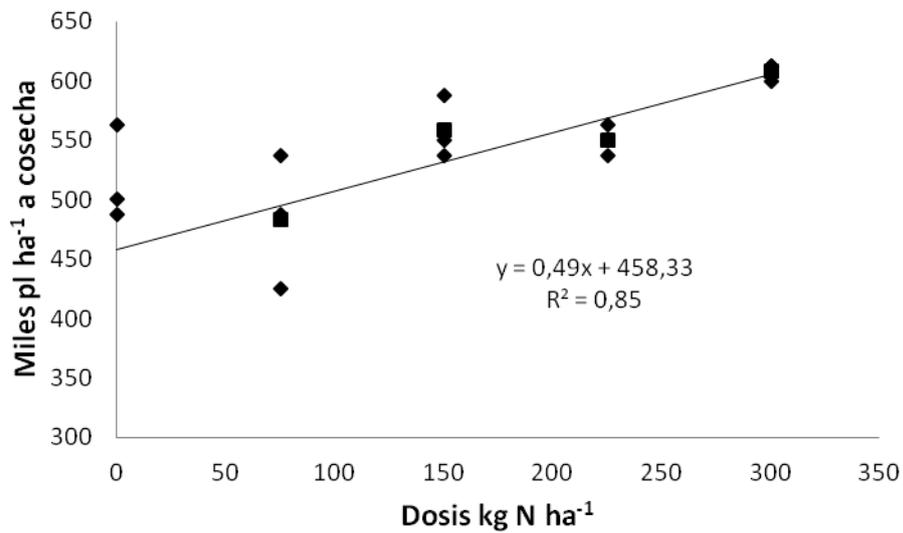


Figura 55. Número de plantas a cosecha con 4 dosis de Gallinaza Compostada (GC).

Eckenrode *et al.* (1975) demostraron que el comportamiento de ovipostura de la mosca de la semilla (*Delia platura*) se veía afectado por microorganismos presentes en su medio, y ha sido ampliamente documentado que el compost favorece la proliferación de microorganismos benéficos que disminuyen la susceptibilidad a plagas y enfermedades (Ghorbani, 2008; Ingham, 2000).

5.3.4.2 Peso fresco y Seco.

Se encontró que el comportamiento en el peso fresco (Tabla 21) y seco (Tabla 22) de bulbos y planta entera era similar ($p < 0.20$). No obstante los abonos presentaron diferentes tipos de curva de respuesta ($P_{\text{interacción}} > 0.001$) durante el ciclo del cultivo, por lo que se separaron y se agruparon de acuerdo a características similares ($P_{\text{interacción}} > 0.05$).

Tabla 20. Peso fresco (g) de planta entera en el ciclo del cultivo

Abono	Dosis				Tendencia
	75 kg N	150 kg N	225 kg N	300 kg N	
Muestreo 11.12 (g pl⁻¹)					
BioOrganutsa	10,7	9,3	12,8	13,3	Creciente
Gallinaza Compostada	12,4	14,6	13,7	16,3	Creciente
Estiércol Bovino	13,7	14,8	14,1	16,8	Creciente
Gallinaza	11,4	14,0	13,5	15,1	Creciente
Estiércol Ovino	12,8	13,8	17,0	15,3	Creciente
Muestreo 16.01 (g pl⁻¹)					
BioOrganutsa	79,2	70,3	96,5	92,4	Creciente
Gallinaza Compostada	93,9	102,5	99,1	88,7	Cuadrática
Estiércol Bovino	83,9	120,7	100,6	135,8	Creciente
Gallinaza	94,5	107,0	122,2	139,8	Creciente
Estiércol Ovino	83,5	79,0	95,6	106,1	Creciente
Muestreo 03.02 (g pl⁻¹)					
BioOrganutsa	99,2	97,3	109,1	125,3	Creciente
Gallinaza Compostada	101,4	128,9	106,3	113,2	Cuadrática
Estiércol Bovino	120,9	86,4	132,8	143,4	Creciente
Gallinaza	127,5	127,2	133,8	120,4	Cuadrática
Estiércol Ovino	109,1	111,8	137,9	105,5	Cuadrática
Fecha	xxx	xxx	xxx	xxx	
Abono	x	xxx	xxx	xxx	
FxA	ns	xxx	x	x	

En el muestreo de inicios de diciembre, todos los abonos presentaron curvas de respuesta positivas y no se encontraron diferencias entre ellos ($p > 0,20$). Sin embargo desde el segundo muestreo, a mediados de enero, la GC se diferenció de los demás al mostrar las primeras disminuciones en el tamaño de las plantas abonadas con las dosis más altas ($p < 0,05$). Finalmente en el muestreo realizado a cosecha, la GC, G y EO ($p < 0,05$) presentaron disminuciones en las dosis de 300 kg N, lo que sugiere que las altas dosis de estos abonos están generando un efecto perjudicial, probablemente por fitotoxicidad, sobre el tamaño de las plantas.

El BioO y el EB presentaron curvas de respuesta crecientes ($p < 0,05$) durante todo el ciclo del cultivo. Adicionalmente se debe resaltar que este efecto favorable sobre el tamaño de las plantas compensa en cierta medida la pérdida de rendimiento por el menor número de plantas. Esto sugiere que el efecto que

causó la disminución en el número de plantas a cosecha no afectó a todas las plantas. En experimentos anteriores, Mogren *et al.* (2007) reportaron mayor producción de peso fresco y seco en plantas fertilizadas con abonos orgánicos fermentados.

Resultados similares han sido publicados por diversos autores. Shedeed *et al.* (2014) reportaron incrementos en el peso de bulbos y hojas en cebollas abonadas con dosis crecientes de EB. Lee y Seong (2015) reportaron incrementos en el peso de hojas y bulbos en un ensayo de fertilización con dosis crecientes de estiércol porcino.

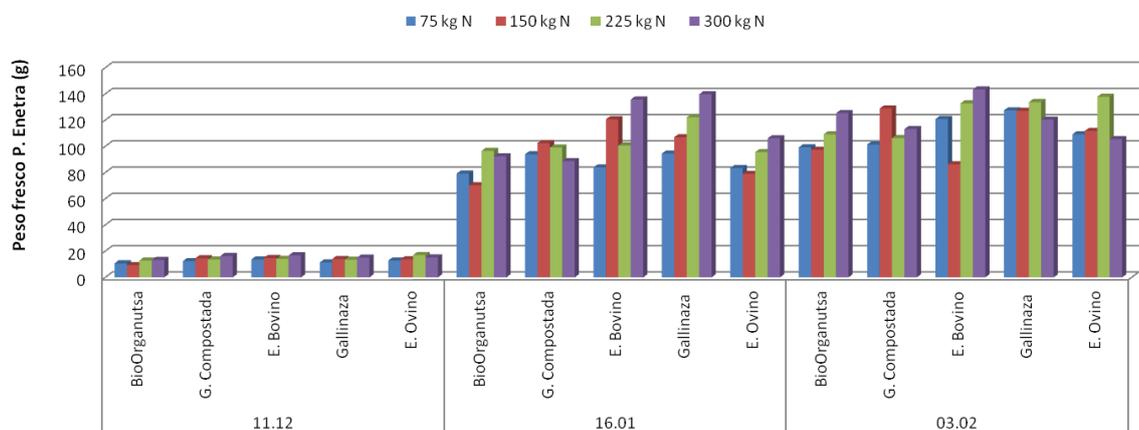


Figura 56. Acumulación de biomasa de peso fresco en planta entera durante el ciclo del cultivo

La GC, G y EO presentaron un comportamiento similar ($p_{interacción} > 0,08$). El aumento en la dosis de estos abonos resultó en incrementos en la biomasa, alcanzando valores máximos en las dosis de 150 - 225 kg N, y posteriormente en disminuciones significativas en la dosis de 300 kg N ($p < 0,05$), ajustándose a un comportamiento cuadrático (Figura 56).

Estos resultados coinciden con Lee *et al.* (2012), quienes reportaron decrecimientos en el peso de hojas y bulbos después del día 184 del ciclo del cultivo, y con Buckland (2011), quien encontró menor peso seco por planta de cebolla fertilizada con 400 kg N ha⁻¹ que en dosis reducidas de 138 kg N ha⁻¹; pero no coinciden con lo publicado por Mourão *et al.* (2011) y Taalab y Mahmoud (2013), quienes encontraron incrementos en el peso fresco y seco

en plantas de cebolla fertilizadas con dosis crecientes de compost. Choudhary *et al.* (2013), encontraron un efecto favorable sobre la altura, número de hojas, diámetro del cuello y peso de bulbos en plantas de ajo fertilizadas con dosis crecientes (2,5 - 5 t ha⁻¹) de G.

Sin embargo se debe resaltar que la toxicidad encontrada en este trabajo solamente se presentó en la dosis de 300 kg N ha⁻¹, que equivale aproximadamente a 50 Mg ha⁻¹ de compost, 33 Mg ha⁻¹ de EO y a 23 Mg ha⁻¹ de G.

Tabla 21. Peso seco (g) por planta entera

Abono	Dosis				Tendencia
	75 kg N	150 kg N	225 kg N	300 kg N	
	11.12				
BioOrganutsa	1,0	0,8	1,1	1,0	Creciente
Gallinaza Compostada	1,0	1,2	1,1	1,3	Creciente
Estiércol Bovino	1,2	1,2	1,3	1,4	Creciente
Gallinaza	1,0	1,1	1,2	1,2	Creciente
Estiércol Ovino	1,1	1,1	1,4	1,0	Cuadrático
	16.01				
BioOrganutsa	7,7	7,2	10,4	9,2	Creciente
Gallinaza Compostada	9,6	10,3	10,4	9,4	Cuadrático
Estiércol Bovino	8,7	13,0	10,4	13,9	Creciente
Gallinaza	9,7	10,7	12,5	14,7	Creciente
Estiércol Ovino	8,7	8,0	10,4	11,5	Cuadrático
	03.02				
BioOrganutsa	11,1	11,2	13,1	13,6	Creciente
Gallinaza Compostada	11,3	14,6	12,7	12,2	Cuadrático
Estiércol Bovino	14,0	11,5	15,0	16,8	Creciente
Gallinaza	14,3	14,9	14,3	14,9	Cuadrático
Estiércol Ovino	12,3	13,4	15,8	12,6	Cuadrático
Fecha	xxx	xxx	x	xxx	
Abono	xxx	xxx	ns	xxx	
FxA	x	xxx	ns	xxx	

Es necesario considerar los resultados anteriormente presentados para futuros ensayos de mineralización, ya que las dosis de abonos utilizados en las incubaciones (350 kg N ha⁻¹) se encuentran en la zona de fitotoxicidad del cultivo.

5.3.5 Acumulación de N.

Al comparar el N extraído en bulbos y planta entera se encontraron diferencias en fechas de muestreo ($p < 0,05$), abonos ($p < 0,07$) y entre dosis ($p < 0,001$), a pesar de que todas las parcelas recibieron cantidades equivalentes de N_{total} (Figura 57). En hojas, bulbos y planta entera se registraron diferencias altamente significativas entre fechas ($p < 0,001$).

La G registró la mayor extracción ($108,6 \text{ kg N ha}^{-1}$) seguida por EO, EB, GC y BioO, que alcanzaron medias de 98,2, 97,8, 96,1 y 84,8 respectivamente. Este resultado es similar a lo obtenido en masa seca y fresca.

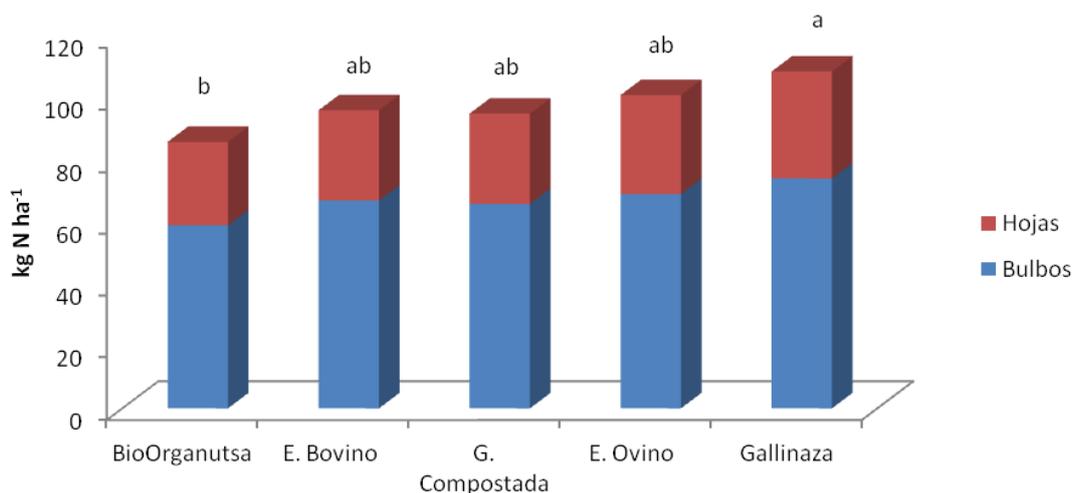


Figura 57. Extracción N de las diferentes enmiendas. Letras diferentes indican diferencias significativas en planta entera ($p < 0,05$).

El periodo de máxima acumulación de biomasa y de N coincide con el periodo de máxima disponibilidad N_i en el suelo (capítulo 3), ya que ambos muestran el pico de mayor acumulación a los 78 DDT (Brown *et al.*, 1988).

Se encontraron incrementos significativos ($p < 0,05$) en la acumulación de N para las dosis de 150 y 225 kg N ha^{-1} , alcanzando extracciones medias de 100 y 109 kg N ha^{-1} respectivamente. En la dosis de 300 kg N ha^{-1} , se registró una disminución significativa ($p < 0,05$), obteniéndose una extracción media de $92,6 \text{ kg N ha}^{-1}$, similar a la dosis de 75 kg N ha^{-1} y al T, que registraron 86 y 74 kg N ha^{-1} .

respectivamente (Tabla 23 y Figura 58). Esto coincide con lo reportado por Lee (2015) y Buckland (2011).

Tabla 22. Extracción de N a cosecha en planta entera

	BioOrganutsa	Gallinaza Compostada	Estiércol Bovino	Gallinaza	Estiércol Ovino
	<i>kg N planta entera ha⁻¹</i>				
0	87,6	87,6	87,6	87,6	87,6
75	90,2	93,2	121,1	131,6	126,9
150	119,5	139,7	101,6	131,6	131,2
225	129,9	119,8	142,7	139,1	137,6
300	90,8	140,9	105,5	122,8	100,1

El incremento en los abonos presentó un efecto cuadrático significativo ($p < 0,05$) $y = -7,8x^2 + 42x + 50,8$ con un $R^2 = 0,93$. Al igualar la primera derivada de esta ecuación a cero se encontró que la dosis que maximiza la absorción de N es 164 kg N ha^{-1} . Sin embargo se debe resaltar que no se encontraron diferencias significativas entre las dosis de 150 - 225 kg N (Figura 58).

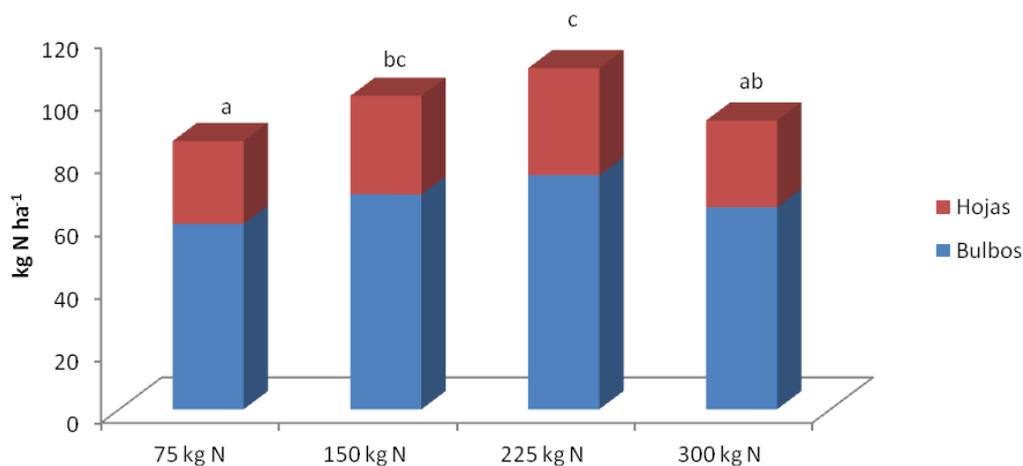


Figura 58. Extracción de N de las diferentes enmiendas. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) en planta entera.

En un estudio realizado en Egipto, Shedeed *et al.* (2002) reportaron incrementos en la extracción de N en hojas y bulbos con dosis crecientes de 10, 20 y 40 Mg acre⁻¹ de estiércol bovino, con y sin inoculantes.

Tabla 23. Curva de respuesta de extracción de N.

Abono	Ecuación	R²
Gallinaza Compostada	$y = -1 \times 10^{-5}x^2 + 0,067x + 0.694$	0,61
Gallinaza	$y = -8 \times 10^{-6}x^2 + 0,0028x + 1.322$	0,63
Estiércol Bovino	$y = -9 \times 10^{-5}x + 1.36$	0,00
Estiércol Ovino	$y = -2 \times 10^{-5}x^2 + 0,0068x + 1.03$	0,87
BioOrganutsa	$y = -3 \times 10^{-5}x^2 + 0,0132x + 0.2184$	0,96
Promedio	$y = -2 \times 10^{-5}x^2 + 0,0066x + 0.8743$	0,88

Según los resultados obtenidos, el máximo rendimiento agronómico del cultivo de la cebolla extrae entre 120-143 kg de N ha⁻¹ en promedio de todos los abonos evaluados. No obstante, de acuerdo a los resultados de máxima disponibilidad reportados en el Capítulo 3, solamente los suelos abonados con BioO y G alcanzarían similares cantidades de Ni en la capa 0-20 cm durante el ciclo de cultivo, lo que sugiere que las plantas de cebolla podrían absorber este nutriente de una mayor profundidad.

En un ensayo con tres variedades de cebolla y distintas densidades de siembra Bosh-Serra (1999) encontró que la cebolla concentra entre el 88-99% de la longitud radicular en la capa 0-40 cm del suelo.

Por lo tanto, es indispensable determinar cuidadosamente cuál es la máxima profundidad a la que las plantas toman los nutrientes para ajustar los ensayos de mineralización, poder realizar adecuadamente los balances de N y dosificar los abonos basándose en las necesidades de N de las plantas.

5.3.6 Calidad a cosecha.

Al comparar la distribución de la calidad, no se encontraron diferencias entre abonos ($p_{interacción} > 0.60$) pero sí entre dosis ($p_{interacción} < 0.05$); por tal motivo se analizaron por separado.

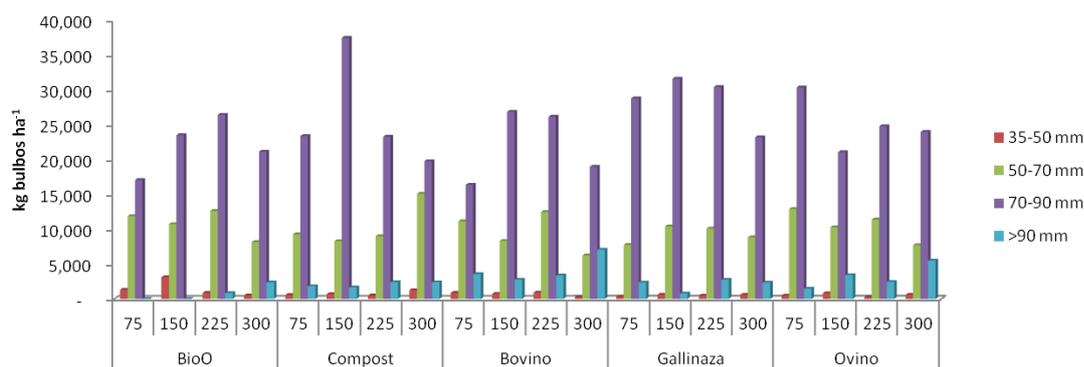


Figura 59. Rendimiento de bulbos según calibre, tipo de abono y dosis utilizada

En todos los tratamientos la calidad presenta una distribución "Gaussiana" o "Normal" donde hay menor cantidad de bulbos calibre 1 y 4 ($p < 0,05$) y mayor cantidad calibre 2 y 3 ($p < 0,05$); este comportamiento se encontró en todas las dosis. Investigaciones anteriores han reportado resultados similares (Siliquini, 2009; Buckland, 2011).

5.3.7 Eficiencias de la fertilización

5.3.7.1 Eficiencia Agronómica

El incremento en la producción de bulbos por unidad de N del abono es comúnmente conocido como eficiencia agronómica. Para el caso de la cebolla se calcula en peso fresco o en seco de acuerdo al interés del productor, ya que ésta se comercializa tanto en fresco como deshidratada.

La mayor Eficiencia Agronómica en Fresco (EA_F) media fue presentada en EO ($39.7 \text{ kg bulbos kg N}^{-1}$) seguida por GC, G, BioO y EB, que alcanzaron valores medios de 36.8, 35.2, 23.9 y 2.5 $\text{kg bulbos kg N}^{-1}$ respectivamente. Sin embargo se debe resaltar que no se pudieron realizar pruebas de análisis de varianza (ANOVA) para establecer diferencias significativas debido a que las eficiencias calculadas no cumplen con los supuestos de homocedasticidad.

La EA_F del BioO, GC, EB y G aumenta al realizar incrementos en las dosis de los abonos, alcanzando valores pico entre las dosis de 150- 225 kg N ha^{-1} con EA_F medias de 58.1 y 36.3 $\text{kg bulbos kg N}^{-1}$ respectivamente. En la dosis de

300 kg N ha⁻¹ se registra una disminución, obteniéndose una EA_F media de -2,3 kg ha⁻¹, lo que indica que las dosis más altas de estos abonos resultan en rendimientos inferiores a los del T (Figura 60 y Tabla 25).

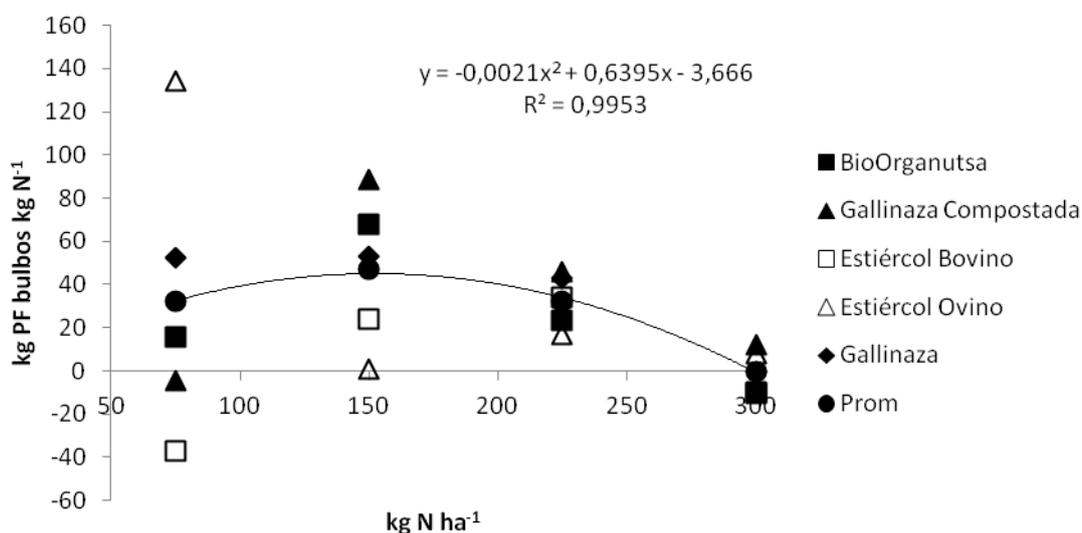


Figura 60. Eficiencia agronómica de bulbos después del curado.

Se encontró un efecto cuadrático significativo ($p < 0,05$) que se ajustó a la ecuación ($PF_{bulbos} = 0,0021x^2 + 0,64x - 3,67$) con un R^2 de 0,99, al aumentar las dosis de N de 75 a 300 kg N ha⁻¹. La máxima eficiencia obtenida fue de 76 kg bulbos kg N⁻¹, que se obtuvo con GC a la dosis de 189 kg N ha⁻¹ (Tabla 29).

Resultados similares han sido anteriormente reportados por Mourao *et al.* (2011), quienes encontraron eficiencias entre 55-67 kg bulbos kg N⁻¹ para compost. Halvorson *et al.* (2008) reportaron incrementos de 82,1 kg bulbos por kg N⁻¹ en forma de urea en un ensayo sembrado en 2 surcos dobles y regados por goteo.

Tabla 24. Eficiencia del abono en Peso Fresco (PF)_{bulbos}, Masa Seca (MS)_{bulbos} y N_{bulbos}

Abono	75 kg N	150 kg N	225 kg N	300 kg N	Prom.
	<i>kg PF_{bulbos} kg N⁻¹</i>				
BioOrganutsa	15,5	67,4	23,3	-10,7	23,9
Gallinaza Compostada	-4,6	88,2	45,6	11,7	35,2
Estiércol Bovino	-37,6	23,8	33,7	-9,8	2,5
Gallinaza	52,2	53,0	42,5	-0,4	36,8
Estiércol Ovino	134,3	0,4	16,5	7,6	39,7
Promedio	32,0	46,6	32,3	-0,3	27,7
	<i>kg MS_{bulbos} kg N⁻¹</i>				
BioOrganutsa	0,3	4,9	6,6	-0,5	2,8
Gallinaza Compostada	-3,4	12,1	4,6	8,4	5,4
Estiércol Bovino	8,8	0,7	10,7	0,1	5,1
Gallinaza	12,1	11,8	6,8	3,1	8,4
Estiércol Ovino	18	10,1	6,2	-1,6	8,2
Promedio	7,2	7,9	7	1,9	6

Esto permite concluir que el cultivo sí responde a fertilizaciones con estos abonos; sin embargo las dosis más altas se encuentran en el intervalo de toxicidad, por tal motivo es recomendable que futuras evaluaciones de este abono se hagan en dosis menores.

Tabla 25. Ecuaciones que describen el comportamiento de la Eficiencia Agronómica para Peso Fresco (PF_{bulbos}) y Masa Seca (MS_{bulbos}).

	Abono	Ecuación	R ²	D _{Máx}
Eficiencia Peso fresco	BioOrganutsa	$y = -0,038x^2 + 1,27x - 52,7$	0,82	167
	Gallinaza Compostada	$y = -0,0056x^2 + 2,12x - 124,7$	0,79	189
	Estiércol Bovino	$y = -0,0047x^2 + 1,87x - 152,0$	0,98	199
	Gallinaza	$y = -0,0019x^2 + 0,51x + 24,2$	0,99	133
	Estiércol Ovino	$y = 0,0056x^2 + 2,57x + 286,8$	0,87	134
	Promedio	$y = -0,004x^2 + 1,44x - 76,3$	0,99	180
Eficiencia Masa Seca	BioOrganutsa	$y = -0,0005x^2 + 0,19x - 11,7$	0,95	195
	Gallinaza Compostada	$y = -0,0005x^2 + 0,23x - 16,1$	0,55	231
	Estiércol Bovino	$y = -0,0001x^2 + 0,02x + 6,0$	0,16	95
	Gallinaza	$y = -0,0001x^2 + 0,14x + 12,2$	0,97	70
	Estiércol Ovino	$y = -0,083x + 23,8$	0,98	75
	Promedio	$y = -0,0003x^2 + 0,075x + 2,9$	0,99	125

La Eficiencia Agronómica de MS (EA_{MS}) varió entre -3.5 y 18 kg MS ha N⁻¹. No se encontraron diferencias entre abonos o dosis, sin embargo EA_{MS} presentó

una tendencia cuadrática con respecto al incremento de las dosis de N, como se puede apreciar en la Figura 61.

Se registraron valores medios de EA_{MS} de 7,2, 7,9, 7 y 1,9 $kg\ MS\ kg\ N^{-1}$ para las dosis de 75, 150, 225 y 300 respectivamente (Figura 61). Esto concuerda con lo reportado por Gaviola (1996), quien encontró eficiencias medias de 6,8 y -1,3 con dosis de 100 y 200 $kg\ N$ en forma de urea.

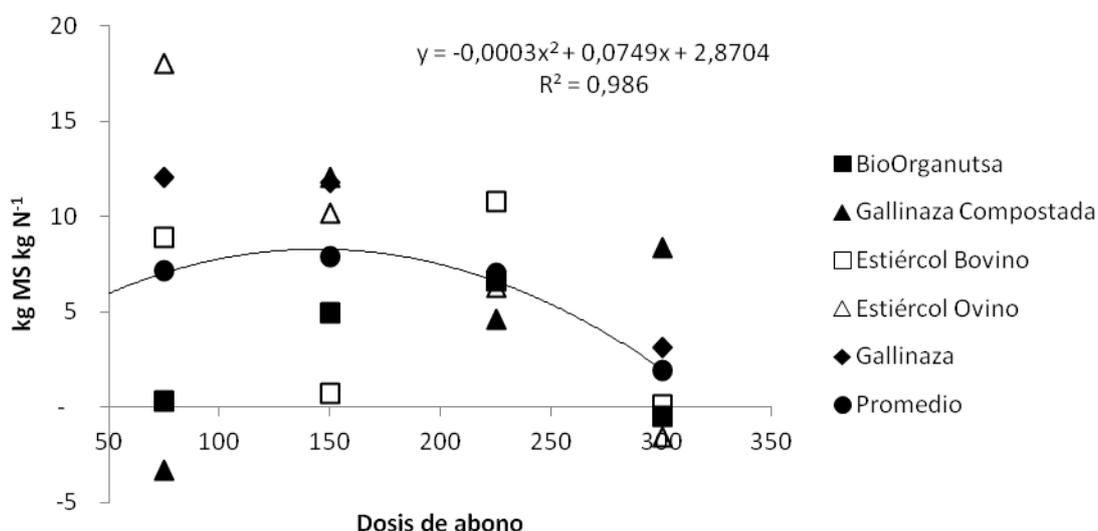


Figura 61. Eficiencia del abono en Masa Seca (MS) _{bulbos}.

La mayor EA_{MS} media fue presentada en G (8.4 $kg\ MS\ kg\ N^{-1}$), seguida por EO, GC, EB y BioO, que alcanzaron valores medios de 8.2, 5.4, 5.1 y 2.8 $kg\ MS\ kg\ N^{-1}$ respectivamente (Tabla 26).

5.3.8 Eficiencia de uso de N del abono.

La mayor eficiencia media de N del fertilizante fue presentada en la G (25,5 $kg\ N_{bulbos}\ kg\ N^{-1}$), seguida por EO, EB, GC y BioO, que alcanzaron valores medios de 23, 17,3, 15,8 y 11,7 respectivamente (Tabla 27). Se debe resaltar que para la evaluación de las eficiencias no se pudieron realizar pruebas de ANOVA para establecer diferencias significativas, debido a que no se cumple con los supuestos de homocedasticidad.

La Eficiencia de uso de N del Fertilizante (ENF) del BioO y GC registra una tendencia cuadrática con R^2 de 0,99 y 0,26 respectivamente (Tabla 27), alcanzando valores pico entre las dosis de 150 - 225 kg N ha⁻¹ con ENF medias de 22 y 14,5 kg bulbos kg N⁻¹ respectivamente. En la dosis de 300 kg N ha⁻¹ se registra una disminución, obteniéndose una ENF media de 7,8 kg ha⁻¹.

Tabla 26. Eficiencia del abono en N_{bulbos}

Abono	75 kg N	150 kg N	225 kg N	300 kg N	Prom.
	$kg N_{\text{bulbos}} kg N^{-1}$				
BioOrganutsa	10,7	18,5	16,3	1,5	11,7
Gallinaza Compostada	8,5	25,6	12	17	15,8
Estiércol Bovino	37,7	8,1	18,2	5,2	17,3
Gallinaza	51,4	23	16,7	10,8	25,5
Estiércol Ovino	45,8	24,8	18,6	4,4	23,0
Promedio.	30,8	20	16,4	7,8	18,7

La G, el EO y EB presentaron tendencias lineales decrecientes (Tabla 28). La mayor ENF fue registrada en la dosis de 75 (51,4 kg $N_{\text{bulbos}} kg N^{-1}$), seguida por las dosis de 150, 225 y 300, que alcanzaron valores medios de 24,8, 18,2 y 10,8 kg $N_{\text{bulbos}} kg N^{-1}$ respectivamente (Figura 27).

En un ensayo de cebolla fertilizada con N¹⁵, Halvorson *et al.* (2002) reportaron recuperación del 15% de N para cebollas fertilizadas con 224 kg N ha⁻¹. Brown *et al.* (1988) reportaron recuperaciones de N entre el 19-26%, dependiendo de la dosis y la forma de aplicación.

Tabla 27. Tendencias de recuperación de N para cada abono

	Abono	Ecuación	R^2	$D_{\text{Máx}}$
Eficiencia recuperación N	BioOrganutsa	$y = -1 \times 10^{-5}x^2 + 0,0034x + 0,09$	0,99	170
	Gallinaza Compostada	$y = -5 \times 10^{-6}x^2 + 0,0022x + 0,022$	0,26	220
	Estiércol Bovino	$y = -0,0012x + 0,39$	0,59	75
	Gallinaza	$y = -0,017x + 0,57$	0,84	75
	Estiércol Ovino	$y = -0,0017x + 0,56$	0,96	75
	Promedio.	$y = -0,001x + 0,37$	0,97	75

Mourão *et al.* (2011) encontraron que la ENF en forma de nitrato de amonio aplicado en el cultivo convencional de la cebolla es de 25,8% y para compost

varía entre 14,5-7,7%, y atribuyeron estas bajas recuperaciones al limitado sistema radicular de la cebolla y a las grandes cantidades de agua de riego que son utilizadas durante el ciclo del cultivo.

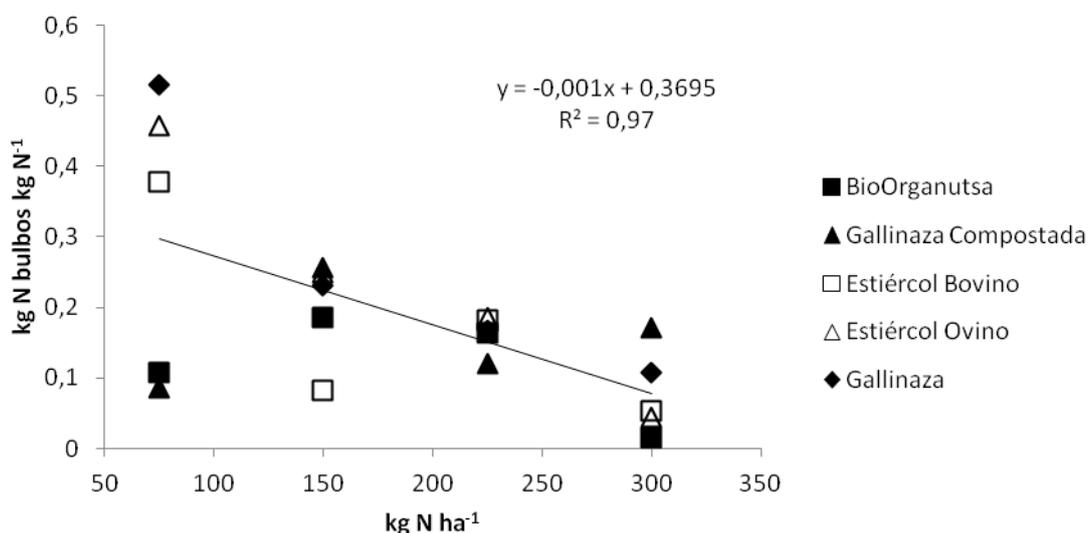


Figura 62. Eficiencia de N del fertilizante

De acuerdo con lo anterior, los valores de eficiencia de uso de N en los fertilizantes orgánicos, es similar a la obtenida en los fertilizantes sintéticos, a pesar de que los abonos orgánicos presentan una baja mineralización de N y una alta residualidad.

Estas altas eficiencias de uso de N encontradas coinciden con el buen ajuste entre la mineralización de los abonos orgánicos y la demanda del cultivo (Mourão *et al.*, 2011; Cardoso *et al.*, 2013) debido a que ambos responden positivamente a los mismos factores climáticos.

No obstante Webb *et al.* (2013), recomiendan considerar el efecto residual del abono durante 3-5 años después de la aplicación. Sin embargo en este ensayo solamente se llevó a cabo durante un año, por lo tanto los datos presentados únicamente consideran un año de cultivo.

Si se considera la baja mineralización de los abonos orgánicos, el N disponible presenta una eficiencia mucho más alta, esto puede deberse a que los orgánicos tienen bajas tasas de liberación que aumentan la eficiencia de uso

de N en la cebolla (Brown *et al.*, 1988; Drost y Koenig, 2002), además que las fertilizaciones balanceadas P, K, S aumentan la eficiencia de uso de N por el cultivo (Buckland, 2011).

5.3.8.1 Eficiencia Fisiológica (masa seca y nitrógeno).

Al comparar la eficiencia fisiológica de MS y de N se encontraron diferencias entre fechas de muestreo ($p < 0,001$), mas no entre abonos ($p > 0,9$) ni entre dosis ($p > 0,9$). Los valores de eficiencia fisiológica registraron un incremento significativo durante el ciclo del cultivo, registrando valores medios de 23, 65 y 80% para MS y de 17, 57 y 71% para N, como se puede apreciar en la Figura 63.

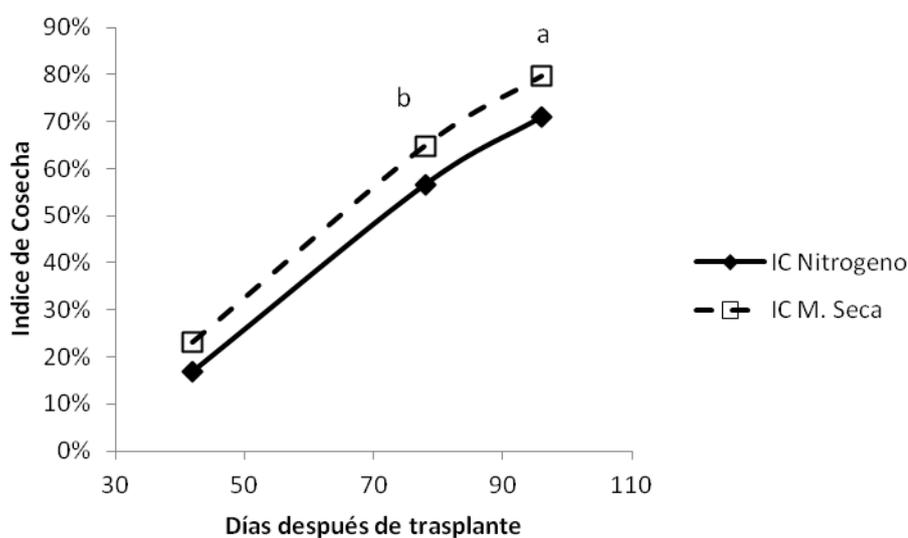


Figura 63. Promedio de la Eficiencia fisiológica en masa seca y nitrógeno durante el ciclo de cultivo.

Resultados similares han sido anteriormente reportados por Mourao *et al.* (2011), quienes encontraron eficiencias de traslocación de N entre 63%-73% a cosecha para distintas dosis de compost.

CONSIDERACIONES FINALES

Sobre la base de los objetivos propuestos y de la discusión de los resultados obtenidos, para la mineralización de los abonos estudiados en el suelo arenoso del VBRC durante la temporada de primavera-verano se concluye lo siguiente:

- ❖ La mineralización del nitrógeno NO es el criterio más adecuado para dosificar los abonos orgánicos en el cultivo de cebolla, ya que las dosis basadas en este criterio resultan en exceso de P y en menor rendimiento del cultivo.
- ❖ El criterio más adecuado son las curvas de respuesta, no obstante debe considerarse la información proveniente de los ensayos de mineralización para ajustar fechas y estrategias que permitan sincronizar con las necesidades de las plantas.
- ❖ Es conveniente evaluar cómo afecta la dinámica de mineralización la adición de distintas dosis de enmiendas, ya que es posible que el exceso de éstos abonos perjudiquen la biología del suelo, de manera similar a como sucede con las plantas.
- ❖ Es indispensable realizar estudios que determinen hasta qué profundidad del suelo se encuentran aportes significativos de la mineralización de N.
- ❖ Cuando se utiliza materia orgánica proveniente de excretas animales es necesario considerar la especie y el tipo de digestión del animal de donde proviene, ya que esto afecta su composición química.
- ❖ La mineralización de los abonos orgánicos depende de la naturaleza misma de la materia orgánica que se esté utilizando y del tipo de tratamiento al que ésta haya sido sometida previamente a su utilización.
- ❖ Es necesario realizar los ensayos de mineralización en condiciones locales y en las mismas condiciones en las que se desarrolla el cultivo para poder

considerar el efecto del suelo en la mineralización del abono, debido a que el tipo de suelo afecta la mineralización de los abonos orgánicos puesto que las arcillas pueden formar complejos con la materia orgánica que impiden el ataque microbiano.

- ❖ El efecto del suelo en la mineralización de los abonos tiene tendencias decrecientes con respecto al tiempo y no se comporta de la misma forma en todos los abonos.

- ❖ Si todos los abonos se dosifican de acuerdo a las necesidades de N de las plantas, esto puede resultar en acumulación de los minerales que se encuentran en exceso, como comúnmente ocurre con el P.

- ❖ Debe considerarse la dieta del animal de donde provenga el estiércol, ya que típicamente en producciones pecuarias intensivas los animales se suplementan con sales minerales que pueden enriquecer la composición nutricional del estiércol. Esto se puede observar en el P y Cu ya que son suplementados en exceso en la mayoría de dietas de animales estabulados.

Basándose en los objetivos propuestos y en los resultados obtenidos en los ensayos de crecimiento vegetal y fertilización del cultivo ecológico de la cebolla en el VBRC, se concluye:

- ❖ Es posible alcanzar rendimientos similares a la producción convencional mediante el uso de los abonos orgánicos en el cultivo ecológico de la cebolla en el VBRC.

- ❖ Para dosificar los abonos orgánicos es necesario determinar su valor fertilizante basándose en la respuesta de las plantas y no únicamente en las determinaciones químicas y/o biológicas, como pueden ser los potenciales de mineralización de un mineral en particular, ya que la respuesta de un cultivo a un fertilizante orgánico depende en gran medida de diversas características físicas, químicas y biológicas que el abono aporta al suelo.

- ❖ La adición de abonos orgánicos favorece el rendimiento y la calidad de la cebolla, sin embargo no es recomendable excederse en las dosis utilizadas ya

que esto resulta en menor rendimiento y menor número de plantas por hectárea, posiblemente causados por desequilibrios nutricionales en la absorción del Cu.

❖ Durante el compostaje se estabiliza la materia orgánica y esto resulta en menores tasas de mineralización de N y P, lo cual favorece las eficiencias de recuperación de estos minerales por parte de las plantas.

BIBLIOGRAFÍA

Abbasi, M. K., & Khizar, A. (2012). Microbial biomass carbon and nitrogen transformations in a loam soil amended with organic–inorganic N sources and their effect on growth and N-uptake in maize. *Ecological Engineering*, 39, 123-132.

Abbasi, M. K., Hina, M., Khalique, A., & Khan, S. R. (2007). Mineralization of three organic manures used as nitrogen source in a soil incubated under laboratory conditions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38(13-14), 1691-1711.

Abbasi, M. K., Shah, Z., & Adams, W. A. (2001). Mineralization and nitrification potentials of grassland soils at shallow depth during laboratory incubation. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 164(5), 497-502.

Abdelrazzag, A. (2002). Effect of chicken manure, sheep manure and inorganic fertilizer on yield and nutrients uptake by onion. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 5(3), 266-268.

Abdissa, Y., Tekalign, T., & Pant, L. M. (2011). Growth, bulb yield and quality of onion (*Allium cepa* L.) as influenced by nitrogen and phosphorus fertilization on vertisol I. growth attributes, biomass production and bulb yield. *Afr. J. Agric. Res*, 6(14), 3253-58.

Adeli, A., Sistani, K. R., Bal'a, M. F., & Rowe, D. E. (2005). Phosphorus Dynamics in Broiler Litter-Amended Soils. *Communications in soil science and plant analysis*, 36(9-10), 1099-1115.

Adeola, O., Sands, J. S., Simmins, P. H., & Schulze, H. (2004). The efficacy of an-derived phytase preparation. *Journal of animal science*, 82(9), 2657-2666.

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.

Aguirre, S. E., Menjivar, J. C., & Piraneque, N. V. (2006). Relación entre la nutrición mineral y la severidad del daño ocasionado por pudrición blanca en cebolla de bulbo. *Acta agronómica*, 55(4), 21.

Albanese, A. (Ed.). (2012). Protein and amino acid nutrition. Elsevier. p604.

Aleklett, K., & Campbell, C. J. (2003). The peak and decline of world oil and gas production. *Minerals and Energy-Raw Materials Report*, 18(1), 5-20.

Allan, D.L. y Killorn, R. (1996). Assessing soil nitrogen, phosphorus and potassium for crop nutrition and environmental risk. En: Doran, J.W. y A.J. Jones (eds). *Methods for assessing soil quality*. SSSA Special Publ. Nr. 49. SSSA, Inc. Madison, EEUU, pp 187-201

Almansa, M., Fernandez, M., Valero, J., Lopez, M. and Soliva, M. (2007). Velocidad de mineralización del estiércol vacuno según su estabilidad. *Residuos Ganaderos*. Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Consorci de l'Escola Industrial de Barcelona, UPC. 96, 30-36.

Al-Siyabi, A. A., Kinawy, M. M., Al-Ansri, M., Mahar, A. N., Gowen, S. R., & Hague, N. G. (2005). The susceptibility of onion thrips, *Thrips tabaci* to *Heterorhabditis indicus*. *Communications in agricultural and applied biological sciences*, 71(2 Pt A), 239-243.

Altieri, M. A., & Nicholls, C. I. (2003). Soil fertility management and insect pests: harmonizing soil and plant health in agroecosystems. *Soil and Tillage Research*, 72(2), 203-211.

Anderson, M. A., McKenna, J. R., Martens, D. C., Donohue, S. J., Kornegay, E. T., & Lindemann, M. D. (1991). Long-term effects of copper rich swine manure application on continuous corn production. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 22(9-10), 993-1002.

Antoniadis, V. (2013). Mineralization of organic-amendment-derived nitrogen in two Mediterranean soils with different organic-matter contents. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 44(19), 2788-2795.

Arboleya, J. (2005). Crecimiento y fisiología de la cebolla. *Tecnología de producción de cebolla*. Montevideo, UY, INIA, 17-30.

Arboleya, J. (2011). Solarización de canteros en almácigos de cebolla para el control de malezas y enfermedades en Uruguay. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 3(2), 223-236.

Arboleya, J., Maeso, D., & Falero, M. (2012). La solarización de canteros para almácigos de cebolla con polietileno de distintos espesores. *Agrociencia Uruguay*, 16(2), 60-66.

Arboleya, J., Maeso, D., Campelo, E., Paullier, J., Giménez, G., Las Brujas, I. N. I. A., ... & Giménez, G. (Eds.). (2013). *Producción integrada de cebolla*.

Azeez, J. O., & Van Averbeke, W. (2010a). Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. *Bioresource technology*, 101(14), 5645-5651.

Azeez, J. O., & Van Averbeke, W. (2010b). Fate of manure phosphorus in a weathered sandy clay loam soil amended with three animal manures. *Bioresource technology*, 101(16), 6584-6588.

Bagali, A. N., Patil, H. B., Chimmad, V. P., Patil, P. L., & Patil, R. V. (2012). Effect of inorganics and organics on growth and yield of onion (*Allium cepa* L.). *Karnataka Journal of Agricultural Sciences*, 25(1), 112-115.

Balance Energético nacional (2014). Ministerio de la planificación, Secretaria de energía. Disponible <http://www.energia.gov.ar>

Basak, B. B., & Biswas, D. R. (2014). Carbon and Nitrogen Mineralization in Soil Amended with Value-added Manures and Fertilizers under Varying

Temperature and Soil Moisture Regimes. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, 62(1), 18-28.

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*. Harcourt Brace Jovanovich Publ., Boston, 140-149.

Bender, D. A. (1993). Onions. En: *Nutrient Deficiencies and Toxicities in Crop Plants*. Bennett W.F (Ed). APS Press The American Phytopathological Society. S. Paul, Minnesota. 12: 131-135.

Bender, D. A. (2012). *Amino acid metabolism*. John Wiley & Sons. p478.

Bengtsson, G., Bengtson, P., & Månsson, K. F. (2003). Gross nitrogen mineralization-, immobilization-, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(1), 143-154.

Benskin, C. M., Roberts, W. M., Wang, Y., & Haygarth, P. M. (2014). Review of the Annual Phosphorus Loss Estimator tool—a new model for estimating phosphorus losses at the field scale. *Soil Use and Management*, 30(3), 337-341.

Bentley, R. W. (2002). Global oil & gas depletion: an overview. *Energy policy*, 30(3), 189-205.

Bentley, R. W., Mannan, S. A., & Wheeler, S. J. (2007). Assessing the date of the global oil peak: the need to use 2P reserves. *Energy policy*, 35(12), 6364-6382.

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.

Betteridge, K., Andrewes, W. G. K., & Sedcole, J. R. (1986). Intake and excretion of nitrogen, potassium and phosphorus by grazing steers. *The Journal of Agricultural Science*, 106(02), 393-404.

Bettoni, M. M., Mógor, Á. F., Dechamps, C., da Silva, V. C. P., Sass, M. D., & dos Santos Fabbrin, E. G. (2013). Crescimento e produção de sete cultivares de cebola em sistema orgânico em plantio fora de época. *Semina: Ciências Agrárias*, 34(5), 2139-2152.

Bhalekar, M. N., Kale, P. B., & Kulwal, L. V. (1987). Storage behavior of some onion varieties (*Allium cepa* L.) as influenced by nitrogen levels and preharvest spray of maleic hydrazide. *J. Pkv. Res*, 11(1), 38-46.

Boling, S.D., Douglas, M.W., Shirley, R.B., Parsons, C.M., Koelkebeck, K.W. (2000). The effect of various levels of phytase and available phosphorus on performance of laying hens. *Poultry Science* 79, 535–538.

Bosh Serra, A. (1999) Bases ecofisiológicas de la producción de cebolla (*Allium cepa* L.): Aportaciones para la mejora de las técnicas de cultivo en el Pla d'Urgell (Lleida). Tesis Doctoral. Universitat de Lleida. Lleida, España. p325.

Bouwman, L., Goldewijk, K. K., Van Der Hoek, K. W., Beusen, A. H., Van Vuuren, D. P., Willems, J., ... & Stehfest, E. (2013). Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(52), 20882-20887.

Boyhan, G. E., Torrance, R. L., & Hill, C. R. (2007). Effects of nitrogen, phosphorus, and potassium rates and fertilizer sources on yield and leaf nutrient status of short-day onions. *HortScience*, 42(3), 653-660.

BP. "Statistical Review of World Energy." London, 2014.

Brewster, J. L. (1977). The physiology of the onion. Part one. Part two. *Horticultural Abstracts (UK)*. p47.

Brewster, J. L. (2008). Onions and other vegetable alliums (No. 15). CABI. p456.

Brewster, J. L., & Sutherland, R. A. (1993). The rapid determination in controlled environments of parameters for predicting seedling growth rates in natural conditions. *Annals of applied biology*, 122(1), 123-133.

Brewster, J.L. (1990). Onions and allied crops. Volume II. Agronomy, Biotic Interactions, Pathology, and crop protection. CRC Press, Boca Raton.

Brown, B. (1997). Soil test N for predicting onion N requirements—An Idaho perspective. *En Proc. Western Nutrient Management Conference*. Salt Lake City, UT., 43-48.

Brown, B. D., Hornbacher, A. J., & Naylor, D. V. (1988). Sulfur-coated urea as a slow-release nitrogen source for onions. *Journal of the American Society for Horticultural Science (USA)*, p8.

Brown, P. H., & Shelp, B. J. (1997). Boron mobility in plants. *Plant and soil*, 193(1-2), 85-101.

Buckland, K. R. (2011). Evaluating Fertilizer Rate, Crop Rotation and Trap Crops for Effects on Onion Growth and Yield, Soil Health, Thrips Densities and Iris Yellow Spot Virus Incidence. Utah State University. Tesis magister, p193

Buckland, K., Reeve, J. R., Alston, D., Nischwitz, C., & Drost, D. (2013). Effects of nitrogen fertility and crop rotation on onion growth and yield, thrips densities, Iris yellow spot virus and soil properties. *Agriculture, ecosystems & environment*, 177, 63-74.

Burger, M., & Venterea, R. T. (2008). Nitrogen immobilization and mineralization kinetics of cattle, hog, and turkey manure applied to soil. *Soil Science Society of America Journal*, 72(6), 1570-1579.

Cabrera M. (2015), Reciclando nutrientes: Ventajas, oportunidades, desafíos y amenazas, Presentación en el simposio de fertilidad IPNI, Rosario, Argentina.

Cabrera, M. L. "Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. ." *Soil Science Society of America Journal*, 1993: 57(1), 63-66.

Cabrera, M. L., Kissel, D. E., & Vigil, M. F. (1994). Potential nitrogen mineralization: laboratory and field evaluation. *Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations*, 15-30.

Caithamer, P. (2008). Regression and time series analysis of the world oil peak of production: another look. *Mathematical geosciences*, 40(6), 653-670.

Calderon, F. J., McCarty, G. W., & Reeves III, J. B. (2005). Analysis of manure and soil nitrogen mineralization during incubation. *Biology and fertility of soils*, 41(5), 328-336.

Cameron, K. C., Di, H. J., & Moir, J. L. (2013). Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Annals of Applied Biology*, 162(2), 145-173.

Campbell, C. A., Jame, Y. W., Akinremi, O. O., & Beckie, H. J. (1994). Evaluating potential nitrogen mineralization for predicting fertilizer nitrogen requirements of long-term field experiments. *Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations*, 81-100.

Cang, L., Wang, Y. J., Zhou, D. M., & Dong, Y. H. (2003). Heavy metals pollution in poultry and livestock feeds and manures under intensive farming in Jiangsu Province, China. *Journal of environmental sciences (China)*, 16(3), 371-374.

Capinera, J. (2001). *Handbook of vegetable pests*. Gulf Professional Publishing, p781.

Capinera, J. L. (2008). Onion Maggot, *Delia antiqua* (Meigen)(Diptera: Anthomyiidae). En *Encyclopedia of Entomology*. Springer Netherlands, 2673-2676.

Caracotche, V., & García, D. (2009). Siembra de cebolla en platabandas. Hoja informativa. EEA Hilario Ascasubi, (94), p2.

Cardoso CE., Laurent G., Rodriguez R. A., Miglerina A. M., (2012) Estimación de N potencialmente mineralizable de diferentes enmiendas orgánicas mediante incubación anaeróbica. XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. CD-Rom.

Cardoso, C., Laurent, G., Rodríguez, R. A., Miglierina, A. M., Minoldo, G., Dagna, N., & Orden, L., (2013). Potentially Crop-N Supply from Different Organic Amendments to a Soil from the Low Valley of the Río Negro Province, Argentina. En II International Symposium on Organic Matter Management and Compost Use in Horticulture 1076, pp193-198.

Carruthers, R. I., Haynes, D. L., & MacLeod, D. M. (1985a). Entomophthora muscae (Entomophthorales: Entomophthoraceae) mycosis in the onion fly, *Delia antiqua* (Diptera: Anthomyiidae). *Journal of invertebrate pathology*, 45(1), 81-93.

Carruthers, R. I., Whitfield, G. H., & Haynes, D. L. (1985b). Pesticide-induced mortality of natural enemies of the onion maggot, *Delia antiqua* [Dip.: Anthomyiidae]. *Entomophaga*, 30(2), 151-161.

Cassman, K. G., Dobermann, A., & Walters, D. T. (2002). Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31(2), 132-140.

Cavigelli, M. A. (2005). Agriculture and the Nitrogen Cycle. *Ecology*, 86(9), 2548-2550.

Cayuela, M. L., Oenema, O., Kuikman, P. J., Bakker, R. R., & Van Groenigen, J. W. (2010). Bioenergy by-products as soil amendments? Implications for carbon sequestration and greenhouse gas emissions. *GCB Bioenergy*, 2(4), 201-213.

Cayuela, M. L., Sinicco, T., & Mondini, C. (2009). Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. *Applied Soil Ecology*, 41(1), 118-127.

Chaboussou, F. (1987). Plantas doentes pelo uso de agrotóxicos (a teoria da trofobiose). L & Pm, p323.

Chaves, C., Pomares, F., Albiach, R., & Canet, R. (2014). Rates of Nitrogen Mineralization of Meat and Bone Meals in Mediterranean Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 45(17), 2258-2267.

Choudhary, B. S., Soni, A. K., & Khaswan, S. L. (2013). Growth, yield and quality of garlic (*Allium sativum* L.) as influenced by different nutrient management practices. *Annals of Agricultural Research*, 34(3), p210-213.

Clark, R. B. (1975). Mineral element concentrations in corn leaves by position on the plant and age. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 6(4), 439-450.

Clemens, J., & Huschka, A. (2001). The effect of biological oxygen demand of cattle slurry and soil moisture on nitrous oxide emissions. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 59(2), 193-198.

Codagnone, R. 1991 Carta detallada de suelos de la EEA-INTA Hilario Ascasubi provincial de Buenos Aires. CIRN-INTA Castelar.

Coleman, K., & Jenkinson, D. S. (1996). RothC-26.3-A Model for the turnover of carbon in soil. In *Evaluation of soil organic matter models*. Springer Berlin Heidelberg, pp237-246.

Combs, S. M., Hoskins, B., Jarman, J., Kovar, J. L., Watson, M., Wolf, A., & Wolf, N. (2003). Recommended methods of manure analysis.

Cook, H. T. (1932). Studies On The Downy Mildew Of Onions, And The Casual Organism, *Peronospora Destructor* (Berk.) Caspary, p41.

Corredor Mayorga, D. C. (2012). Control en campo de delia platura (meigen, 1826) con steinernema sp3. jcl027 y heterorabditis bacteriophora hni0100.

Correll, D. L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, 27(2), 261-266.

Coşkuntuna, A., & Özer, N. (2008). Biological control of onion basal rot disease using *Trichoderma harzianum* and induction of antifungal compounds in onion set following seed treatment. *Crop Protection*, 27(3), 330-336.

Coventry, E., Noble, R., Mead, A., & Whipps, J. M. (2002). Control of *Allium* white rot (*Sclerotium cepivorum*) with composted onion waste. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(7), 1037-1045.

Dao, T. H., & Schwartz, R. C. (2010). Mineralizable phosphorus, nitrogen, and carbon relationships in dairy manure at various carbon-to-phosphorus ratios. *Bioresource technology*, 101(10), 3567-3574.

Dao, T. H., & Schwartz, R. C. (2011). Effects of manure management on phosphorus biotransformations and losses during animal production. En *Phosphorus in Action*. Springer Berlin Heidelberg, pp407-429.

Dao, T. H., & Zhang, H. (2007). Rapid composition and source screening of heterogeneous poultry litter by x-ray fluorescence spectrometry. *Annals of Environmental Science*, 1(1), 17, 69-79.

Q Pôrto, D. R., Cecílio Filho, A. B., May, A., & Barbosa, J. C. (2006). Acúmulo de macronutrientes pela cebola 'Optima' estabelecida por se-meadura direta. *Horticultura Brasileira*, 24(4), 470-475.

Queirós Pôrto I, D. R., Mayl, A. B. C. F. A., & Vargas II, P. F. (2007). Acúmulo de macronutrientes pela cultivar de cebola "Superflex" estabelecida por semeadura direta. *Ciência Rural*, 37(4), 949-955.

Delhey, R., Kiehr, M., Izcovich, P., Frascarelli, A., Azpilicueta, A., Wright, E., & Lorenzana, U. G. (2006). Eradication of *Botryotinia squamosa* from the main

onion-producing zone of Argentina in the Lower Rio Colorado Valley. EPPO Bulletin, 36(1), 21-23.

Dell, C. J., Kleinman, P. J., Schmidt, J. P., & Beegle, D. B. (2012). Low-disturbance manure incorporation effects on ammonia and nitrate loss. *Journal of environmental quality*, 41(3), 928-937.

Develash, R. K., & Sugha, S. K. (1997). Factors affecting development of downy mildew (*Peronospora destructor*) of onion (*Allium cepa*). *Indian Journal of Agricultural Sciences*, 67(2), 71-74.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M., & Robledo, C. W. InfoStat version (2010). Grupo InfoStat, FCA. Córdoba, Argentina, Córdoba: Universidad Nacional de Córdoba., 2010.

Diaz-Montano, J., Fuchs, M., Nault, B. A., Fail, J., & Shelton, A. M. (2011). Onion thrips (Thysanoptera: Thripidae): a global pest of increasing concern in onion. *Journal of economic entomology*, 104(1), 1-13.

Diekmann, M. (ed.) (1997) FAO/IPGRI Technical Guidelines for the Safe Movement of Germplasm. No. 18, *Allium* spp. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome/International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy, p60.

Dindonis, L. L., & Miller, J. R. (1980). Host-finding responses of onion and seedcorn flies to healthy and decomposing onions and several synthetic constituents of onion. *Environmental Entomology*, 9(4), 467-472.

Docampo (2005) tecnología cebolla uruguay. Ed. INIA. p116.

Dordas, C. (2009). Role of nutrients in controlling plant diseases in sustainable agriculture: a review. In *Sustainable agriculture*. Springer Netherlands. 443-460.

Dou, Z., Knowlton, K. F., Kohn, R. A., Wu, Z., Satter, L. D., Zhang, G., ... & Ferguson, J. D. (2002). Phosphorus characteristics of dairy feces affected by diets. *Journal of Environmental Quality*, 31(6), 2058-2065.

- Doud, C. W., Taylor, D. B., & Zurek, L. (2012). Dewatered sewage biosolids provide a productive larval habitat for stable flies and house flies (Diptera: Muscidae). *Journal of medical entomology*, 49(2), 286-292.
- Douglas, B. F., & Magdoff, F. R. (1991). An evaluation of nitrogen mineralization indices for organic residues. *Journal of Environmental Quality*, 20(2), 368-372.
- Drost, D., Koenig, R., & Tindall, T. (2002). Nitrogen use efficiency and onion yield increased with a polymer-coated nitrogen source. *HortScience*, 37(2), 338-342.
- Drury, C. F., Zhang, T. Q., & Kay, B. D. (2003). The non-limiting and least limiting water ranges for soil nitrogen mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, 67(5), 1388-1404.
- Dughetti, A. (1997). El manejo de las plagas de la cebolla, en el valle bonaerense del Río Colorado. *Boletín de divulgación INTA*, (17), p19.
- Dutta, S., Inamdar, S., Tso, J., Aga, D. S. and Sims, J. T. (2012), Dissolved Organic Carbon and Estrogen Transport in Surface Runoff From Agricultural Land Receiving Poultry Litter. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 48: 558–569.
- Salazar-Sosa, E., Fortis Hernandez, M., Vazquez Alarcon, A., Vazquez Vazquez, C., (2003). *Abonos Orgánicos y Plásticultura*. México, Facultad de Agricultura y Zootecnia de la UJED, Ed. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, COCyTED. pp233.
- Eckenrode, C. J., Harman, G. E., & Webb, D. R. (1975). Seed-borne microorganisms stimulate seedcorn maggot egg laying. *Nature*, 256(5517), 487-488.
- Edmeades, D. C. (2003). The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66(2), 165-180.

Eghball, B. (2000). Nitrogen mineralization from field-applied beef cattle feedlot manure or compost. *Soil Science Society of America Journal*, 64(6), 2024-2030.

Eghball, B., & Gilley, J. E. (1999a). Phosphorus and nitrogen in runoff following beef cattle manure or compost application. *Journal of Environmental Quality*, 28(4), 1201-1210.

Eghball, B., & Power, J. F. (1999b). Phosphorus-and nitrogen-based manure and compost applications corn production and soil phosphorus. *Soil Science Society of America Journal*, 63(4), 895-901.

Eghball, B., Wienhold, B. J., Gilley, J. E., & Eigenberg, R. A. (2002). Mineralization of manure nutrients. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57(6), 470-473.

Ellerbrock, L. A. (1997). Copper requirements for onions grown on organic soils in New York. In *I International Symposium on Edible Alliaceae* 433, p567-572.

Ellis, R. H. (1992). Seed and seedling vigour in relation to crop growth and yield. *Plant Growth Regulation*, 11(3), 249-255.

En prensa (2014) [online] La cebolla, la principal hortaliza de exportación. *Economía y Mercados, Revista Supercampo*. disponible en: <http://supercampo.perfil.com/2014/06/la-cebolla-la-principal-hortaliza-de-exportacion-argentina/>

Eneji, A. E., Honna, T., Yamamoto, S., Saito, T., & Masuda, T. (2002). Nitrogen transformation in four Japanese soils following manure+ urea amendment. *Communications in soil science and plant analysis*, 33(1-2), 53-66.

Erickson, G. E., Klopfenstein, T. J., Milton, C. T., Brink, D., Orth, M. W., & Whittet, K. M. (2002). Phosphorus requirement of finishing feedlot calves. *Journal of animal science*, 80(6), 1690-1695.

Fernandes Santos, M. E., Fernandes, D. M., Silva, D. J., & Bull, L. T. (2007). Acúmulo de macronutrientes por cultivares de cebola, em um vertissolo no médio São Francisco. En Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Vol. 31, p4.

FiBL and INFOAM (2014). The World of organic agriculture statistics and emerging trends, p308.

Finch, S. (1989). Ecological considerations in the management of *Delia* pest species in vegetable crops. *Annual review of entomology*, 34(1), 117-137.

Finch-Savage, W. E., & Phelps, K. (1993). Onion (*Allium cepa* L.) seedling emergence patterns can be explained by the influence of soil temperature and water potential on seed germination. *Journal of Experimental Botany*, 44(2), 407-414.

Fonseca, R. F., Santos, R. S., Tornés, K. A., Domínguez, C. C., Machado, A. E., Km, C. B. M., & Cuba, B. G. (2012). Efecto de diferentes niveles de nitrógeno en el cultivo de la cebolla (*Allium cepa* L) variedad Texas Early Grano en suelos fluvisoles de la provincia Granma. *Revista Granma Ciencia*. 16(2), p6.

Francois, L. E. (1991). Yield and quality responses of garlic and onion to excess boron. *HortScience*, 26(5), 547-549.

Franzluebbers, A. J., Haney, R. L., Hons, F. M., & Zuberer, D. A. (1996). Determination of microbial biomass and nitrogen mineralization following rewetting of dried soil. *Soil Science Society of America Journal*, 60(4), 1133-1139.

Galloway, J. N., & Cowling, E. B. (2002). Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31(2), 64-71.

Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B., & Cosby, B. J. (2003). The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53(4), 341-356.

Galloway, J. N., Dentener, F. J., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., ... & Karl, D. M. (2004). Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70(2), 153-226.

Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erismann, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., ... & Sutton, M. A. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320(5878), 889-892.

Galmarini, C. R. (1997). Manual del cultivo de la cebolla. INTA CR Cuyo, 1997, p128.

Gamiely, S., Randle, W. M., Mills, H. A., Smittle, D. A., & Banna, G. I. (1991). Onion plant growth, bulb quality, and water uptake following ammonium and nitrate nutrition. *HortScience*, 26(8), 1061-1063.

García, A. R., Fleite, S. N., Vazquez Pugliese, D., & De Iorio, A. F. (2013). Feedlots and Pollution □ A Growing Threat to Water Resources of Agro-Production Zone in Argentina. *Environmental science & technology*, 47(21), 11932-11933.

García, A. R., Maisonnave, R., Massobrio, M. J., de Iorio, F., & Alicia, R. (2012). Field-scale evaluation of water fluxes and manure solution leaching in feedlot pen soils. *Journal of environmental quality*, 41(5), 1591-1599.

Garg, S., & Bahl, G. S. (2008). Phosphorus availability to maize as influenced by organic manures and fertilizer P associated phosphatase activity in soils. *Bioresource Technology*, 99(13), 5773-5777.

Gaviola De Heras, S. (1996) Influencia de la fertilización y el riego sobre aspectos cuali-cuantitativos de la producción de cebolla, *Allium cepa* L. para la industria del deshidratado. En Tesis Magister. Universidad Nacional del Cuyo. Mendoza p128.

Gaviola de Heras, S. (1998). Respuesta de la cebolla para deshidratar a la fertilización. *Ciencia del suelo*, 16(2), 119-121.

Gent, D. H., du Toit, L. J., Fichtner, S. F., Mohan, S. K., Pappu, H. R., & Schwartz, H. F. (2006). Iris yellow spot virus: an emerging threat to onion bulb and seed production. *Plant Disease*, 90(12), 1468-1480.

Ghaffoor, A., Jilani, M. S., Khaliq, G., & Waseem, K. (2003). Effect of Different Npk Levels on the Growth and Yield of Three Onion (*Allium cepa* L.) Varieties. *Asian Journal of Plant Sciences*, 2(3), 342-346.

Ghorbani, R., Wilcockson, S., Koocheki, A., & Leifert, C. (2008). Soil management for sustainable crop disease control: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 6(3), 149-162.

Gill, H. K., Garg, H., Gill, A. K., Gillett-Kaufman, J. L., & Nault, B. A. (2015). Onion Thrips (Thysanoptera: Thripidae) Biology, Ecology, and Management in Onion Production Systems. *Journal of Integrated Pest Management*, 6(1), 6 p9.

Gondo, M., & Arimura, M. (1960). Soil-ecological studies on the soil pathogens: III. Effect of various soil-factors on the growth of *Pseudomonas solanacearum* Smith. *Kagoshima Daigaku Nogakubu Gakujutsu Hokoku= Bulletin of the Faculty of Agriculture, Kagoshima University*, (9), 96-100.

González, P. H., Colnago, P., Peluffo, S., Idiarte, H. G., Zipitría, J., & Galván, G. A. (2011). Quantitative studies on downy mildew (*Peronospora destructor* Berk. Casp.) affecting onion seed production in southern Uruguay. *European journal of plant pathology*, 129(2), 303-314.

Gordillo, R. M., & Cabrera, M. L. (1997a). Mineralizable nitrogen in broiler litter: I. Effect of selected litter chemical characteristics. *Journal of Environmental Quality*, 26(6), 1672-1679.

Gordillo, R. M., & Cabrera, M. L. (1997b). Mineralizable nitrogen in broiler litter: II. Effect of selected soil characteristics. *Journal of Environmental Quality*, 26(6), 1679-1686.

Gouinguéné, S. P., & Städler, E. (2006). Oviposition in *Delia platura* (Diptera, Anthomyiidae): the role of volatile and contact cues of bean. *Journal of chemical ecology*, 32(7), 1399-1413.

Granados, M.P. (2005). Pudrición blanca de la cebolla: una enfermedad difícil de combatir. *Agronomía Costarricense*, Universidad de Costa Rica San José, Costa Rica. 29(2), 143-154.

Greenwood, D. J., Neeteson, J. J., Draycott, A., Wijnen, G., & Stone, D. A. (1992). Measurement and simulation of the effects of N-fertilizer on growth, plant composition and distribution of soil mineral-N in nationwide onion experiments. *Fertilizer research*, 31(3), 305-318.

Grierson, P. F., Comerford, N. B., & Jokela, E. J. (1999). Phosphorus mineralization and microbial biomass in a Florida Spodosol: effects of water potential, temperature and fertilizer application. *Biology and fertility of soils*, 28(3), 244-252.

Griffin, T. S., & Honeycutt, C. W. (2000). Using growing degree days to predict nitrogen availability from livestock manures. *Soil Science Society of America Journal*, 64(5), 1876-1882.

Griffin, T. S., He, Z., & Honeycutt, C. W. (2005). Manure composition affects net transformation of nitrogen from dairy manures. *Plant and soil*, 273(1-2), 29-38.

Griffin, T. S., Honeycutt, C. W., Albrecht, S. L., Sistani, K. R., Torbert, H. A., Wienhold, B. J., ... & Powell, J. M. (2007). Nationally coordinated evaluation of soil nitrogen mineralization rate using a standardized aerobic incubation protocol. *Communications in soil science and plant analysis*, 39(1-2), 257-268.

Griffin, T., Honeycutt, C., & He, Z. (2002). Effects of temperature, soil water status, and soil type on swine slurry nitrogen transformations. *Biology and Fertility of Soils*, 36(6), 442-446.

Guo, Y., & Li, G. (2012). Nitrogen leaching and phosphorus accumulation in a perennial pasture after composted goat manure was topdressed and

incorporated in the Three Gorges region. *Journal of Soils and Sediments*, 12(5), 674-682.

Guo, Y., & Li, G. (2012). Nitrogen leaching and phosphorus accumulation in a perennial pasture after composted goat manure was topdressed and incorporated in the Three Gorges region. *Journal of Soils and Sediments*, 12(5), 674-682.

Gupta, U. C. (1997). Copper in Crop and Plant Nutrition. In *Handbook of copper compounds and applications*, 203.

GUPTA, U. C., Jame, Y. W., Campbell, C. A., Leyshon, A. J., & Nicholaichuk, W. (1985). Boron toxicity and deficiency: a review. *Canadian Journal of Soil Science*, 65(3), 381-409.

Gutiérrez, A., Bernal, R., Genta, H., & Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. (1991). Producción de cebolla en el litoral norte del Uruguay. Serie: Boletín de divulgación, p34.

Haag, H. P., Homa, P., & Kimoto, T. (1970). Nutrição mineral de hortaliças. VIII. Absorção de nutrientes pela cultura da cebola. *Anais da Escola Superior de Agricultura" Luiz de Queiroz*, 27, 143-153.

Haggag, W. M., & Saber, M. S. M. (2007). Suppression of early blight on tomato and purple blight on onion by foliar sprays of aerated and non-aerated compost teas. *Journal of Food Agriculture and Environment*, 5(2), 302.

Halvorson, A. D., Bartolo, M. E., Reule, C. A., & Berrada, A. (2008). Nitrogen effects on onion yield under drip and furrow irrigation. *Agronomy Journal*, 100(4), 1062-1069.

Haque, M. R., Robbani, M., Hasan, M. M., Asaduzzaman, M., Hasan, M. M., & Teixeira da Silva, J. A. (2014). Zinc and boron affect yield and quality of onion (*Allium cepa* L.) seed. *International Journal of Vegetable Science*, 20(2), 131-140.

Hardoy, J. E., Mitlin, D., & Satterthwaite, D. (2013). Environmental problems in an urbanizing world: finding solutions in cities in Africa, Asia and Latin America. Routledge, p448.

Harrington, J. F. (1962). The effect of temperature on the germination of several kinds of vegetable seeds. XVI Int. Hort. Congr, 2, 435-411.

Harris, M. O., & Miller, J. R. (1988). Host-acceptance behaviour in an herbivorous fly, *Delia antiqua*. Journal of Insect Physiology, 34(3), 179-190.

Haynes, R. (2012). Mineral nitrogen in the plant-soil system. Elsevier, p483.

Hegarty, T. W. (1973). Temperature relations of germination in the field. Seed ecology, 411-432.

Henin, S., & M. Dupuis. (1945). Essai de bilan de la matière organique du sol. Annales Agronomiques. (15) 17-29.

Hernandez-Ramirez, G., Brouder, S. M., Smith, D. R., Van Scoyoc, G. E., & Michalski, G. (2009). Nitrous oxide production in an eastern corn belt soil: sources and redox range. Soil Science Society of America Journal, 73(4), 1182-1191.

Hesketh, N., & Brookes, P. C. (2000). Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. Journal of environmental quality, 29(1), 105-110.

Hillis, D. G., Lissemore, L., Sibley, P. K., & Solomon, K. R. (2007). Effects of monensin on zooplankton communities in aquatic microcosms. Environmental science & technology, 41(18), 6620-6626.

Himathongkham, S., Bahari, S., Riemann, H., & Cliver, D. (1999). Survival of *Escherichia coli* O157: H7 and *Salmonella typhimurium* in cow manure and cow manure slurry. FEMS Microbiology Letters, 178(2), 251-257.

Hoffmann, M. P., Kuhar, T. P., Baird, J. M., Gardner, J., Schwartz, P., & Shelton, A. M. (2001). Nonwoven fiber barriers for control of cabbage maggot

and onion maggot (Diptera: Anthomyiidae). *Journal of economic entomology*, 94(6), 1485-1491.

Honeycutt, C. W., Griffin, T. S., & He, Z. "Manure nitrogen availability: Dairy manure in northeast and central US soils." *Biological agriculture & horticulture*, 2005: 199-214.

Honeycutt, C. W., Griffin, T. S., Wienhold, B. J., Eghball, B., Albrecht, S. L., Powell, J. M., ... & Torbert, H. A. (2005). Protocols for nationally coordinated laboratory and field research on manure nitrogen mineralization. *Communications in soil science and plant analysis*, 36(19-20), 2807-2822.

Horst, R. K. (2013). Downy Mildews. In *Westcott's Plant Disease Handbook*. Springer Netherlands, p181-186.

Hruby, C. E., Soupir, M. L., Moorman, T. B., Shelley, M., & Kanwar, R. S. (2016). Effects of tillage and poultry manure application rates on Salmonella and fecal indicator bacteria concentrations in tiles draining Des Moines Lobe soils. *Journal of Environmental Management*, 171, 60-69.

Huber, D. M., & Watson, R. D. (1970). Effect of organic amendment on soil-borne plant pathogens. *Phytopathology*, 60(1), 22-26.

Huber, D. M., & Watson, R. D. (1974). Nitrogen form and plant disease. *Annual review of phytopathology*, 12(1), 139-165.

Ica (2013). Resultados de vigilancia de la roya del ajo (*Puccinia allii*) en Colombia. Año 2013. Boletín informativo. Bogotá, Colombia, p7.

Ige, D. V., Sayem, S. M., & Akinremi, O. O. (2015). Nitrogen mineralization in beef-and pig-manure-amended soils measured using anion resin method. *Canadian Journal of Soil Science*, 95(4), 305-319.

Indec (2014), EIP estadísticas de productos industriales. Junio 2014, p120.

Ingham, R.E. (2005). *The compost tea brewing manual*. 5th. ed, Soil Foodweb Incorporated, Oregon, USA, p91.

ITRC. Munger-Poonian Farms Report. Irrigation Training and Research Center (ITRC). Report R96-003. Disponible en: www.itrc.org

Iurman, D. (2012), Aspectos del mercado de cebolla. Producción, exportación e importación. EEA -Hilario Ascasubi. Ed INTA, p22.

Jackson, A. M., Whipps, J. M., Lynch, J. M., & Bazin, M. J. (1991). Effects of some carbon and nitrogen sources on spore germination, production of biomass and antifungal metabolites by species of *Trichoderma* and *Gliocladium virens* antagonistic to *Sclerotium cepivorum*. *Biocontrol Science and Technology*, 1(1), 43-51.

Jaramillo, C. M., Celeita, J. J., & Sáenz, A. (2013). Suceptibility of *Delia platura* to seven entomopathogenic nematode isolates from the Central Andes region of Colombia. *Universitas Scientiarum*, 18(2), 165-172.

Jarvis, S. C., & Aarts, H. F. M. (2000). Nutrient management from a farming systems perspective. *Grassland Science in Europe*, 5, 363-373.

Jenkinson, D. S., & Rayner, J. H. (1977). The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil science*, 123(5), 298-305.

Jensen, L. S. (2013). Animal manure fertiliser value, crop utilisation and soil quality impacts. *Animal Manure Recycling: Treatment and Management*, 295-328.

Jilani, M. S., Ghaffoor, A., Waseem, K. A. S. H. I. F., & Farooqi, J. I. (2004). Effect of different levels of nitrogen on growth and yield of three onion varieties. *Int. J. Agri. Biol*, 6(3), 507-510.

Johnson, S. N., Birch, A. N. E., Gregory, P. J., & Murray, P. J. (2006). The 'mother knows best' principle: should soil insects be included in the preference-performance debate?. *Ecological Entomology*, 31(4), 395-401.

Jones Jr, J. B., Wolf, B., & Mills, H. A. (1991). Plant analysis handbook. A practical sampling, preparation, analysis, and interpretation guide. Micro-Macro Publishing, Inc., p206.

Jordan, M. M., Burchill, R. T., & Maude, R. B. (1990). Epidemiology of *Cladosporium allii* and *Cladosporium allii-cepae*, leaf blotch pathogens of leek and onion. *Annals of applied biology*, 117(2), 313-326.

Judd, G. J. R., & Borden, J. H. (1992). Aggregated oviposition in *Delia antiqua* (Meigen): A case for mediation by semiochemicals. *Journal of chemical ecology*, 18(4), 621-635.

Jung, K. (2004). Combined use of insect pathogenic fungi and nematodes against the onion thrips, *Thrips tabaci*, in the field. *S. Michele all'Adige, Italy*, 27(8), 141-143.

Kiehr, M. (2005). Tesis Magister en producción vegetal: Estudio sobre hongos del suelo en cebolla. Argentina, p132.

Kiehr, M., & Delhey, R. (2007). Estrategias para el manejo de enfermedades de cebolla en el sur argentino. *AgroUNS*, 4(7), 5-10.

Kiehr, M., Delhey R., Frayssinet S., & Azpilicueta A. (2002). Enfermedades. En: *Manual del cultivo de la cebolla*. CD INTA EEA Ascasubi.

Kiehr, M., Delhey R., Frayssinet S., Anderson F. & Azpilicueta A. (1996). Enfermedades de cebolla en el Valle Bonaerense del Río Colorado, Argentina. *Horticultura Argentina* 15, 33-38

Knowlton, K. F., Herbein, J. H., Meister-Weisbarth, M. A., & Wark, W. A. (2001). Nitrogen and phosphorus partitioning in lactating Holstein cows fed different sources of dietary protein and phosphorus. *Journal of dairy science*, 84(5), 1210-1217.

Knowlton, K., Ray, P., & Kebreab, E. (2013). Water-related Issues in Sustainability: Nitrogen and Phosphorus Management. Sustainable Animal Agriculture. CAB International, Boston, MA, 113-123.

Kulesza, S. B., Maguire, R. O., Thomason, W. E., Hodges, S. C., & Pote, D. H. (2014). Effects of Poultry Litter Injection on Ammonia Volatilization, Nitrogen Availability, and Nutrient Losses in Runoff. *Soil Science*, 179(4), 190-196.

Kupper, T., Bürge, D., Bachmann, H. J., Güsewell, S., & Mayer, J. (2014). Heavy metals in source-separated compost and digestates. *Waste Management*, 34(5), 867-874.

Kuzyakov, Y., Friedel, J. K., & Stahr, K. (2000). Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(11), 1485-1498.

Laboski, C., Jokela, W., & Andraski, T. (2013). Dairy manure application methods: N credits, gaseous N losses, and corn yield. In *Proceedings of the Wisconsin Crop Management Conference* (Vol. 52, pp. 20-31).

Labud, V. A., Semenas, L. G., & Laos, F. (2003). Diptera of sanitary importance associated with composting of biosolids in Argentina. *Revista de Saúde Pública*, 37(6), 722-728.

Ladha, J. K., Pathak, H., Krupnik, T. J., Six, J., & van Kessel, C. (2005). Efficiency of fertilizer nitrogen in cereal production: retrospects and prospects. *Advances in Agronomy*, 87, 85-156.

Lang, M., Forste, J., Goldstein, N., Johnston, T., & Brandt, R. (2005). National manual of good practice for biosolids. Water Environment Research Foundation, National Biosolids Partnership.

Langer, V. (1996). Insect-crop interactions in a diversified cropping system: parasitism by *Aleochara bilineata* and *Trybliographa rapae* of the cabbage root fly, *Delia radicum*, on cabbage in the presence of white clover. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 80(2), 365-374.

Laos, F., Satti, P., Walter, I., Mazzarino, M. J., & Moyano, S. (2000). Nutrient availability of composted and noncomposted residues in a Patagonian Xeric Mollisol. *Biology and Fertility of Soils*, 31(6), 462-469.

Larrain P. Plagas de la cebolla. Series Inia Chile, p5.

Larrain, S. P. (1994). Fluctuación poblacional y daño de *Delia antiqua* (Meigen) y *Delia platura* (Meigen)(Diptera: Anthomyiidae) en almácigos de cebollas (*Allium cepa* L.), de la zona Centro Norte de Chile. *Agricultura Técnica (Chile)*, 54(1), 60-64.

Leconte, M. C. (2010). Efecto del agregado de estiércol de gallina en el compostaje de aserrín y cascarilla de arroz. En tesis de Doctorado Universidad Nacional del Noreste. Corrientes.

Leconte, M. C., Mazzarino, M. J., Satti, P., & Crego, M. P. (2011). Nitrogen and phosphorus release from poultry manure composts: the role of carbonaceous bulking agents and compost particle sizes. *Biology and Fertility of Soils*, 47(8), 897-906.

Lee, J. (2010). Effect of application methods of organic fertilizer on growth, soil chemical properties and microbial densities in organic bulb onion production. *Scientia Horticulturae*, 124(3), 299-305.

Lee, J., & Seong, D. (2015a). Replacing Conventional Nutrient Inputs for Basal Application with Anaerobically Digested Pig Slurry for Bulb Onion Production. *Journal of Plant Nutrition*, 38(8), 1241-1253.

Lee, J., Hwang, S., Ha, I., Min, B., Hwang, H., & Lee, S. (2015b). Comparison of bulb and leaf quality, and antioxidant compounds of intermediate-day onion from organic and conventional systems. *Horticulture, Environment, and Biotechnology*, 56(4), 427-436.

Lee, J., Moon, J., Kim, H., Ha, I., & Lee, S. (2011). Reduced nitrogen, phosphorus, and potassium rates for intermediate-day onion in paddy soil with incorporated rice straw plus manure. *HortScience*, 46(3), 470-474.

Lee, J., Moon, J., Kim, H., Ha, I., & Lee, S. (2011). Reduced nitrogen, phosphorus, and potassium rates for intermediate-day onion in paddy soil with incorporated rice straw plus manure. *HortScience*, 46(3), 470-474.

Lee, J., Song, J., & Lee, S. (2012). Excessive fertilization is detrimental to yield and quality for onion grown on high organic matter content paddy soils. *International Journal of Vegetable Science*, 18(3), 235-244.

Legocki, A., Bothe, H., & Pühler, A. (Eds.). (2013). Biological fixation of nitrogen for ecology and sustainable agriculture (Vol. 39). Springer Science & Business Media, p329.

Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., & Saviozzi, A. (1990). Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 31(4), 325-335.

Liebhardt, W. C., Golt, C., & Tupin, J. (1979). Nitrate and ammonium concentrations of ground water resulting from poultry manure applications. *Journal of Environmental Quality*, 8(2), 211-215.

Ling, N., Xue, C., Huang, Q., Yang, X., Xu, Y., & Shen, Q. (2010). Development of a mode of application of bioorganic fertilizer for improving the biocontrol efficacy to Fusarium wilt. *Biocontrol*, 55(5), 673-683.

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. *Soil Science Society of America Journal*, 48(6), 1267-1272.

Lipinski, V. y Gaviola S. (2005). Manejo de la fertilización en Cebolla. *Ruralis. EEA La consulta*. Ed INTA. (6), 23-28.

Lipinski, V. M (2015). Manejo del riego y la fertilización en cultivos de ajo. *EEA La consulta*. Ed. INTA. p13.

Liu, Q., Sun, X., Hu, A., Zhang, Y., & Cao, Z. (2014). Characteristics of Toxic Metal Accumulation in Farmland in Relation to Long-Term Chicken Manure

Application: A Case Study in the Yangtze River Delta Region, China. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 92(3), 279-284.

Lobartini, J.C., Luayza, G.G. & Orioli, G. (1992). Acumulación de materia seca, nitrógeno y fósforo en cebolla (*Allium cepa* L.) en el valle inferior del río Colorado y su relación con la fertilización. 2º Jornadas Regionales sobre el Cultivo de Cebolla. INTA H. Ascasubi. 63-72.

Machado, R. M. A., Shahidian, S., Pivetta, C. R., & Oliveira, M. D. R. G. (2009). Efeito da fertilização azotada na dinâmica de enraizamento e na produção comercial de cebola de dias médios no Alentejo. *Revista de Ciências Agrárias*, 32(2), 113-122.

Maggio, G., & Cacciola, G. (2012). When will oil, natural gas, and coal peak?. *Fuel*, 98, 111-123.

Malhi, S. S., & McGill, W. B. (1982). Nitrification in three Alberta soils: effect of temperature, moisture and substrate concentration. *Soil Biology and Biochemistry*, 14(4), 393-399.

Malik, M. F., Nawaz, M., Ellington, J., Sanderson, R., & El-Heneidy, A. H. (2009). Effect of Different Nitrogen Regimes on Onion Thrips, *Thrips tabaci* Lindemann, on Onions, *Allium cepa* L. *Southwestern Entomologist*, 34(3), 219-225.

Mallor, C., & Thomas, B. (2006). Evaluación de la pungencia en la cebolla de Fuentes de Ebro. *Actas de Horticultura*, 45, 137-138.

Mandal, K., Saravanan, R., & Maiti, S. (2008). Effect of different levels of N, P and K on downy mildew (*Peronospora plantaginis*) and seed yield of isabgol (*Plantago ovata*). *Crop protection*, 27(6), 988-995.

Marschner, H. (2011). *Marschner's mineral nutrition of higher plants*. Academic press, p651.

Martinez, J. M. (2015). Eficiencia de uso y balance de nitrógeno en sistemas con trigo del sur Bonaerense: Dinámica en el suelo y nutrición del cultivo. En Tesis doctoral Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca 90-110.

Martínez, R. M., Miglierina, A. M., Luna, M., van Konijnenburg, A., & Pellejero, G. (2008). Evaluación del Compostaje de los Residuos del Procesamiento de la Cebolla. *Pilquen-Sección Agronomía*, (9), 3.

Masaka, J., Wuta, M., Nyamangara, J., & Mugabe, F. T. (2013). Effect of manure quality on nitrate leaching and groundwater pollution in wetland soil under field tomato (*Lycopersicon esculentum*, Mill var. Heinz) rape (*Brassica napus*, L var. Giant). *Nutrient cycling in agroecosystems*, 96(2-3), 149-170.

Maude, R. B., Shipway, M. R., Presly, A. H., & O'connor, D. (1984). The effects of direct harvesting and drying systems on the incidence and control of neck rot (*Botrytis allii*) in onions. *Plant Pathology*, 33(2), 263-268.

May, A., Porto, D. R. D. Q., Vargas, P. F., & Barbosa, J. C. (2008). Acúmulo de macronutrientes por duas cultivares de cebola produzidas em sistema de semeadura direta. *Bragantia*, 507-512.

Maynard, A. A., & Hill, D. E. (2000). Cumulative effect of leaf compost on yield and size distribution in onions. *Compost Science & Utilization*, 8(1), 12-18.

Maynard, D. N. (1979). Nutritional disorders of vegetable crops: a review. *Journal of Plant Nutrition*, 1(1), 1-23.

Mazzarino, M. J. (1998). Ventajas y Limitaciones del uso agrícola de residuos orgánicos con énfasis en biosólidos. En *Actas XVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Carlos Paz, Argentina, p403-411.

Mazzarino, M. J., & Satti, P. (2012). Compostaje en Argentina. Experiencias en producción, calidad y uso. Ed. Orientación Gráfica. Buenos Aires. 1-348.

Mazzarino, M. J., Satti, P., Moyano, S., & Laos, F. (2004). Composts de biosolidos: efecto del tamizado sobre la inmovilizacion de nitrogeno del suelo. *Ciencia del suelo*, 22(1), 19-26.

McMichael, A. J., Powles, J. W., Butler, C. D., & Uauy, R. (2007). Food, livestock production, energy, climate change, and health. *The lancet*, 370(9594), 1253-1263.

Mehdi, S. M., Shakir, A., Sadiq, M., Sarfaraz, M., Hassan, G., Akhtar, J., & Jamil, M. (2001). Effects of phosphorus, zinc and farm yard manure in the presence of nitrogen and potash on NP and Zn concentration in rice. *Pak. J. Biol. Sci.* 4: 342-343

Meister, A. (2012). *Biochemistry of the amino acids*. Elsevier, p629.

Mendez, J. (1998). Apunte de clase: Fitasas en la Avicultura, XIV curso de especialización en avances en nutrición animal, Bahía Blanca, Argentina. págs. 109-116

Menzi, H. (2002). Manure management in Europe. In: Venglovsky, J., Greserova, G. (Eds.), 10th FAO Ramiran Conference on Recycling of Organic Residues in Agriculture. University of Veterinary Medicine, Kosice, Slovakia.. 93–102

Messiaen, C.M., Blancard D., Rouxel F. & Lafon R. (1995). *Enfermedades de las hortalizas*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

Mikha, M. M., Rice, C. W., & Milliken, G. A. (2005). Carbon and nitrogen mineralization as affected by drying and wetting cycles. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(2), 339-347.

Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. *Fertilizer Recommendations*. MAFF Reference Book 209.6th Edition, MHSA. London, UK, 1994.

Minoldo, G. "Impacto de largo plazo de diferentes secuencias de cultivos en el sudoeste bonaerense sobre algunas propiedades químicas del suelo y la

productividad del trigo." En Tesis magister. Bahía Blanca: Universidad Nacional del Sur, 2010, p85-95.

Minoldo, G.; Laurent, G.; Iglesias, J.1; Miglierina, A.; García, R.; Alvarez, W.; García, J., (2014), Parámetros de fertilidad edáfica de un haplustol con aplicación de estiércol, XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del suelo. Bahia Blanca, Argentina.

Mitra, G. N. (2015). Boron (B) Uptake. In Regulation of Nutrient Uptake by Plants. Springer India. p149-154.

Moberg, D. P., Johnson, R. L., & Sullivan, D. M. (2013). Comparison of disturbed and undisturbed soil core methods to estimate nitrogen-mineralization rates in manured agricultural soils. Communications in soil science and plant analysis, 44(11), 1722-1732.

Mogren, L. M., Caspersen, S., Olsson, M. E., & Gertsson, U. E. (2007). Organically fertilized onions (*Allium cepa* L.): Effects of the fertilizer placement method on quercetin content and soil nitrogen dynamics. Journal of agricultural and food chemistry, 56(2), 361-367.

Molina, J. M., Urricariet, A. S., Sainato, C. M., Losinno, B. N., & Heredia, O. S. (2015). Effects of feedlot manure on soil and groundwater assessed with electrical resistivity tomography. Environmental Earth Sciences, 73(4), 1459-1472.

Moore, A. D., Alva, A. K., Collins, H. P., & Boydston, R. A. (2010). Mineralization of nitrogen from biofuel by-products and animal manures amended to a sandy soil. Communications in soil science and plant analysis, 41(11), 1315-1326.

Moore, P. A., Daniel, T. C., Sharpley, A. N., & Wood, C. W. (1995). Poultry manure management: Environmentally sound options. Journal of soil and water conservation, 50(3), 321-327.

Morales, M., Maestrey, A., Galvez, V. and Vásquez, I. (1992). Influencia de la fertilización en la cebolla cultivada en suelos afectados por sales. *Agrotecnia de Cuba* 24(2): 73-78

Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., & Van Cleemput, O. (1998). Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 52(2-3), 225-248.

Mourão, I., Brito, L. M., & Coutinho, J. (2011). Influência da dose e época de aplicação de um compostado na cultura de cebola biológica. *Revista de Ciências Agrárias*, 34(2), 106-116.

Mubarak, A. R., Gali, E. A., Mohamed, A. G., Steffens, D., & Awadelkarim, A. H. (2010). Nitrogen mineralization from five manures as influenced by chemical composition and soil type. *Communications in soil science and plant analysis*, 41(16), 1903-1920.

Mulvaney, R. L., Sparks, D. L., Page, A. L., Helmke, P. A., Loeppert, R. H., Soltanpour, P. N., ... & Sumner, M. E. (1996). Nitrogen-inorganic forms. *Methods of soil analysis. Part 3-chemical methods.*, 1123-1184.

Muñoz Ratto, E. (1999). Proyecto de reglamentación para la valorización agrícola de los biosólidos. In *Trabajos presentados* (pp. 1-8). AIDIS.

Murai, T. (2000). Effect of temperature on development and reproduction of the onion thrips, *Thrips tabaci* Lindeman (Thysanoptera: Thripidae), on pollen and honey solution. *Applied Entomology and Zoology*, 35(4), 499-504.

Nahm, K. H. (2003). Evaluation of the nitrogen content in poultry manure. *World's Poultry Science Journal*, 59(01), 77-88.

Nieto, M. I., Guzmán, M. L., & Steinaker, D. (2014). Emisiones de gases de efecto invernadero: simulación de un sistema ganadero de carne típico de la región central Argentina. *RIA. Revista de investigaciones agropecuarias*, 40(1), 92-101.

Noble, R., & Coventry, E. (2005). Suppression of soil-borne plant diseases with composts: a review. *Biocontrol Science and Technology*, 15(1), 3-20.

NRCS. (2000). *Agricultural waste management field handbook*. Natural Resource Conservation Service. USDA.

Oberson, A., Joner, E. J., Turner, B. L., Frossard, E., & Baldwin, D. S. (2005). Microbial turnover of phosphorus in soil. *Organic phosphorus in the environment*, 133-164.

Oehl, F., Oberson, A., Probst, M., Fliessbach, A., Roth, H. R., & Frossard, E. (2001b). Kinetics of microbial phosphorus uptake in cultivated soils. *Biology and Fertility of Soils*, 34(1), 31-41.

Oehl, F., Oberson, A., Sinaj, S., & Frossard, E. (2001a). Organic phosphorus mineralization studies using isotopic dilution techniques. *Soil Science Society of America Journal*, 65(3), 780-787.

Oenema, O., Oudendag, D., & Velthof, G. L. (2007). Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livestock Science*, 112(3), 261-272.

Oliveira, V. R., & BOITEUX, L. (2003). *Cultivo da cebola (Allium cepa L.)*. Série sistemas de cultivo, Embrapa Hortaliças, Brasília-DF. ONLINE ([www. cnph. embrapa. br](http://www.cnph.embrapa.br)).

Pain, B. F., Phillips, V. R., Clarkson, C. R., & Klarenbeek, J. V. (1989). Loss of nitrogen through ammonia volatilisation during and following the application of pig or cattle slurry to grassland. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 47(1), 1-12.

Papavizas, G. C. (1985). *Trichoderma and Gliocladium: biology, ecology, and potential for biocontrol*. *Annual review of phytopathology*, 23(1), 23-54.

- Paré, T., Dinel, H., Schnitzer, M., & Dumontet, S. (1998). Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper. *Biology and Fertility of Soils*, 26(3), 173-178.
- Paul, J. W., & Beauchamp, E. G. (1989). Biochemical changes in soil beneath dairy cattle slurry layer: the effect of volatile fatty acid oxidation on denitrification and soil pH. *Nitrogen in organic wastes applied to soils*. Academic Press, London, 261-270.
- Peacock, A. G., Mullen, M. D., Ringelberg, D. B., Tyler, D. D., Hedrick, D. B., Gale, P. M., & White, D. C. (2001). Soil microbial community responses to dairy manure or ammonium nitrate applications. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(7), 1011-1019.
- Pellejero, G., Miglierina, A., Aschkar, G., & Jiménez-Ballesta, R. (2015). Composting Onion (*Allium cepa*) Wastes with Alfalfa (*Medicago sativa* L.) and Cattle Manure Assessment. *Agricultural Sciences*, 6(4), 445.
- Peluffo, S. y Arias, A. (2001). Crecimiento y Rendimiento de tres cultivares de cebolla de diferente ciclo en diferentes localidades y fechas de siembra. En Tesis Ingeniero agrónomo. Universidad de la Republica. Montevideo. Uruguay, p89.
- Peña, E., Carrión, M., Martínez, F., Rodríguez, R., & Companioni, N. (2002). Manual para la producción de abonos orgánicos en la agricultura urbana. La Habana, Cuba. INIFAT, p109.
- Pendias, kabatta A., and H. Pendias. Trace elements in soils and plants . Boca Roton, Florida: CRC press, 2000, p548.
- Peoples, M. B., Boyer, E. W., Goulding, K. W., Heffer, P., Ochwoh, V. A., Vanlauwe, B., ... & Syers, K. J. (2004). Pathways of nitrogen loss and their impacts on human health and the environment. *Agriculture and the nitrogen cycle: Assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment*, 53-69.

Petersen, S. O. (1999). Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *Journal of Environmental Quality*, 28(5), 1610-1618.

Peuke, A. D., y Kaiser, W. M. (2012). VI. Nitrate or ammonium uptake and transport, and rapid regulation of nitrate reduction in higher plants. *Progress in Botany/Fortschritte der Botanik: Structural Botany Physiology Genetics Taxonomy Geobotany/Struktur Physiologie Genetik Systematik Geobotanik*, 57-93.

Pierzynski, G. M. (1994). Plant nutrient aspects of sewage sludge. *Sewage sludge: Land utilization and the environment*. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI, 21-25.

Eguillor Recabarren P. (2010). Mercado de la cebolla 2009-2010. Oficina de estudios y políticas agrarias (Odepa). Ministerio de agricultura Chile. p16.

Piraneque Gambasica, N. (2008). Factores edafológicos que determinan la presencia y diseminación del hongo *Sclerotium cepivorum* en el cultivo de la cebolla de bulbo (*Allium cepa*) en Tibasosa, Boyacá. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Colombia. Palmira, Colombia. p193.

Pire, R., Ramírez, H., Riera, J. y Gómez de T, N. (2001). Removal of N, P, K and Ca by an Onion Crop (*Allium cepa* L.) in a Silty-Clay Soil, in a Semiarid Region of Venezuela. In II International Symposium on Edible Alliaceae 555 (pp. 103-109).

Ponce-Herrera, V., García-Espinoza, R., Rodríguez-Guzmán, M., & Zavaleta-Mejía, E. (2008). Análisis temporal de la pudrición blanca (*Sclerotium cepivorum* Berk.) de la cebolla (*Allium cepa* L.) bajo tres niveles de inóculo del patógeno. *Agrociencia*, 42(1), 71-83.

Poprawski, T. J., Robert, P. H., Majchrowicz, I., & Boivin, G. (1985). Susceptibility of *Delia antiqua* (Diptera: Anthomyiidae) to eleven isolates of entomopathogenic Hyphomycetes. *Environmental Entomology*, 14(5), 557-561.

Prasad, R. P., & Snyder, W. E. (2004). Predator interference limits fly egg biological control by a guild of ground-active beetles. *Biological control*, 31(3), 428-437.

Prensa. (2014). "La cebolla, la principal hortaliza de exportación." Super campo de la huerta a la estancia, 06 -12.

Preusch, P. L., Adler, P. R., Sikora, L. J., & Tworkoski, T. J. (2002). Nitrogen and phosphorus availability in composted and uncomposted poultry litter. *Journal of environmental quality*, 31(6), 2051-2057.

Probert, R. J. (2000). The role of temperature in the regulation of seed dormancy and germination. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 261, 292.

Qafoku, O. S., Cabrera, M. L., Windham, W. R., & Hill, N. S. (2001). Rapid methods to determine potentially mineralizable nitrogen in broiler litter. *Journal of environmental quality*, 30(1), 217-221.

Quiroga, A., & Bono, A. (2012). Manual de fertilidad y evaluación de suelos. *Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria INTA*. p104.

Rasouli-Sadaghiani, M. H., & Moradi, N. (2014). Effect of poultry, cattle, sheep manures and sewage sludge on N mineralisation. *Chemistry and Ecology*, 30(7), 666-675.

Rauf, S., & Javaid, A. (2013). Antifungal activity of different extracts of *Chenopodium album* against *Fusarium oxysporum* f. sp. *cepae* the cause of onion basal rot. *Int. J. Agric. Biol*, 15(2), 367-371.

Regan, K. B., & Andersen, D. S. (2014). What Is It Worth? The Economic Value of Manure Testing. *Transactions of the ASABE*, 57(6), 1845.

Restrepo, J., & Chaboussou, F. (2000). La teoría de la trofobiosis, plantas enfermas por el uso de venenos en la agricultura. Servicio de Información Mesoamericano sobre Agricultura Sostenible, Managua. p80.

Reuveni, R., Raviv, M., Krasnovsky, A., Freiman, L., Medina, S., Bar, A., & Orion, D. (2002). Compost induces protection against *Fusarium oxysporum* in sweet basil. *Crop Protection*, 21(7), 583-587.

Rivas, J. C., Agamennoni, R., & Azpilicueta, A. (2011). Efecto de la fertilización con fosfato diamónico en siembra directa de cebolla. p7.

Roberts, B. A., Fritschi, F. B., Horwath, W. R., & Bardhan, S. (2015). Nitrogen Mineralization Potential as Influenced by Microbial Biomass, Cotton Residues and Temperature. *Journal of Plant Nutrition*, 38(3), 311-324.

Robles, J. E. A., & García, E. F. M. (2012). Crecimiento de cebolla (*Allium cepa* L.) var." Roja Arequipeña" en función de la fertilización NxK. *Scientia Agropecuaria*, 3(1), 7-14.

Rodrigues, M. A., Pereira, A., Cabanas, J. E., Dias, L., Pires, J., & Arrobas, M. (2006). Crops use-efficiency of nitrogen from manures permitted in organic farming. *European journal of agronomy*, 25(4), 328-335.

Rodriguez, N., Belmar, C., & Valenzuela, A. (1999). Efecto de dosis, fuentes y formas de aplicación de nitrógeno, fósforo y potasio en la producción y calidad de bulbos de cebolla (*Allium cepa*). *Agricultura Técnica (Chile)*, 59(2), 122-132.

Rodríguez, R. A., Miglierina, A. M., Ayastuy, M. E., Lobartini, J. C., Dagna, N., Greco, N., ... & Fernández, J. A. (2010, August). The Effect of Different Organic Fertilization on Garlic (*Allium sativum* L.) in Bahía Blanca Region, Argentina. In XXVIII International Horticultural Congress on Science and Horticulture for People (IHC2010): International Symposium on 933 (pp. 187-194).

Romero, E., Plaza, C., Senesi, N., Nogales, R., & Polo, A. (2007). Humic acid-like fractions in raw and vermicomposted winery and distillery wastes. *Geoderma*, 139(3), 397-406.

Routledge, E. J., Sheahan, D., Desbrow, C., Brighty, G. C., Waldock, M., & Sumpter, J. P. (1998). Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 2.

In vivo responses in trout and roach. *Environmental Science & Technology*, 32(11), 1559-1565.

Rubæk, G. H., Henriksen, K., Petersen, J., Rasmussen, B., & Sommer, S. G. (1996). Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*). *The Journal of Agricultural Science*, 126(04), 481-492.

Rudisill, M. A., Turco, R. F., & Hoagland, L. A. (2016). Fertility practices and rhizosphere effects alter ammonia oxidizer community structure and potential nitrification activity in pepper production soils. *Applied Soil Ecology*, 99, 70-77.

Rufino, M. C., Rowe, E. C., Delve, R. J., & Giller, K. E. (2006). Nitrogen cycling efficiencies through resource-poor African crop–livestock systems. *Agriculture, ecosystems & environment*, 112(4), 261-282.

Ruiz Diaz, D. A., Sawyer, J. E., & Mallarino, A. P. (2008). Poultry manure supply of potentially available nitrogen with soil incubation. *Agronomy journal*, 100(5), 1310-1317.

Ruiz, R. S., y Escaff, M. (1992). *Nutrición y fertilización de la cebolla*. Serie La Platina-Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Estación Experimental La Platina (Chile). no. 37. 69-73.

Rumpel, J., Kaniszewski, S., & Dyśko, J. (2004). Effect of drip irrigation and fertilization timing and rate on yield of onion. *Journal of vegetable crop production*, 9(2), 65-73.

Sánchez, P.M., P. M. (2001). *Nociones fundamentales para el manejo ecológico de problemas fitosanitarios*. Colombia: Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira, Pronatta, Ministerio de Agricultura. Impresora Feriva. p50.

Sánchez, A. D., Barrera, V., Reybet, G. E., & Sosa, M. C. (2015). Biocontrol con *Trichoderma* spp. de *Fusarium oxysporum* causal del “mal de almácigos” en pre

y post emergencia en cebolla. Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata, 114(1), 61-70.

Sánchez, F. I., y Delgado, J. L. R. (2008). Efecto de la aplicación del compost sobre las propiedades físicas y químicas del suelo. En Compostaje. Mundi Prensa Libros SA. p305-328.

Sánchez, R. (1993). Suelo, Riego y Fertilización en el cultivo de cebolla (*Allium cepa*). INTA Ascasubi. *Boletín*, (3).

Santi, C., Bogusz, D., & Franche, C. (2013). Biological nitrogen fixation in non-legume plants. *Annals of botany*, 111(5), 743-767.

Satti, P. S. (2007). Biodisponibilidad de nitrógeno y fósforo en suelos volcánicos bajo bosque nativo, disturbados y enmendados. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Comahue. San Carlos de Bariloche, Argentina. p231.

Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., & Riffaldi, R. (1993). Mineralization parameters from organic materials added to soil as a function of their chemical composition. *Bioresource technology*, 45(2), 131-135.

Scaife, A., Cox, E. F., & Morris, G. E. L. (1987). The relationship between shoot weight, plant density and time during the propagation of four vegetable species. *Annals of Botany*, 59(3), 325-334.

Schoumans, O. F., Chardon, W. J., Bechmann, M. E., Gascuel-Oudou, C., Hofman, G., Kronvang, B., ... & Dorioz, J. M. (2014). Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. *Science of the Total Environment*, 468, 1255-1266.

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.

Schröder, J. J., Neeteson, J. J., Oenema, O., & Struik, P. C. (2000). Does the crop or the soil indicate how to save nitrogen in maize production?: Reviewing the state of the art. *Field Crops Research*, 66(2), 151-164.

Schwartz, H. F., & Bartolo, M. E. (1995). Colorado Onion Production and Integrated Pest Management. Colorado State University Cooperative Extension. p45.

Schwartz, H. F., & Mohan, S. K. (2007). Compendium of onion and garlic diseases and pests. *Compendium of onion and garlic diseases and pests*, (Ed. 2). p250.

Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2012). Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. Ed. John Wiley & Sons. p1232.

Senasa. (2013). Situación de la producción orgánica en la Argentina en el año 2013. Servicio nacional de sanidad y calidad agroalimentaria. Buenos Aires, marzo 2014.

Serna, M. D., & Pomares, F. (1991). Comparison of biological and chemical methods to predict nitrogen mineralization in animal wastes. *Biology and fertility of soils*, 12(2), 89-94.

Shah, G. M., Rashid, M. I., Shah, G. A., Groot, J. C. J., & Lantinga, E. A. (2013). Mineralization and herbage recovery of animal manure nitrogen after application to various soil types. *Plant and Soil*, 365(1-2), 69-79.

Shaheen, A., Fatma, M., Rizk, A., & Singer, S. M. (2007). Growing onion plants without chemical fertilization. *Res. J. Agr. Biol. Sci*, 3(2), 95-104.

Sharma, P., Shukla, M. K., Sammis, T. W., & Adhikari, P. (2012). Nitrate-nitrogen leaching from onion bed under furrow and drip irrigation systems. *Applied and Environmental Soil Science*. p17.

Sharpley, A. N., Chapra, S. C., Wedepohl, R., Sims, J. T., Daniel, T. C., & Reddy, K. R. (1994). Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. *Journal of Environmental Quality*, 23(3), 437-451.

Shedeed, S. I., EL-Sayed, S. A. A., & Bash, D. M. A. (2012) Effectiveness of bio-fertilizers with organic matter on the growth, yield and nutrient content of Onion (*Allium cepa* L.) plants.

Shen, J., Yuan, L., Zhang, J., Li, H., Bai, Z., Chen, X., ... & Zhang, F. (2011). Phosphorus dynamics: from soil to plant. *Plant physiology*, 156(3), 997-1005.

Sheppard, S. C., & Bittman, S. (2013). Estimated net application of ammoniacal and organic N from manure, and potential for mitigating losses of ammonia in Canada. *Agriculture, ecosystems & environment*, 171, 90-102.

Shock, C. C., Feibert, E. B., & Pinto, J. M. (2013). Review of two decades of progress in the development of successful drip irrigation for onions. En Proc. 2013 Irrigation Association Tech. Conf., Austin, Texas. p20.

Shock, C. C., Feibert, E. B., & Saunders, L. D. (2004). Plant population and nitrogen fertilization for subsurface drip-irrigated onion. *HortScience*, 39(7), 1722-1727.

Shore, L. (2009). Transport of steroids in surface waters (pp. 23-27). Springer US.

Shortall, J. G., & Liebhardt, W. C. (1975). Yield and growth of corn as affected by poultry manure. *Journal of Environmental Quality*, 4(2), 186-191.

Shortall, J. G., & Liebhardt, W. C. (1975). Yield and growth of corn as affected by poultry manure. *Journal of Environmental Quality*, 4(2), 186-191.

Siliquini, C.,A. (2009) Evolución de algunos parámetros fisiológicos y productivos en cebolla (*Allium cepa* L.) sembrada en forma directa a dos densidades y dosis de nitrógeno. Tesis de Magister. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. p198.

Silveira, M. L. A., Alleoni, L. R. F., & Guilherme, L. R. G. (2003). Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola*, 60(4), 793-806.

Singh, A., Singh, S. P., & Singh, B. P. (2002). Effect of VAM and inorganic fertilizer on growth and yield of onion (*Allium cepa* L.). *Vegetable Science*, 29(1), 40-42.

Smil, V. (2002). Nitrogen and food production: proteins for human diets. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31(2), 126-131.

Smil, V. (2004). *Enriching the earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the transformation of world food production*. MIT press. p358.

Smith, D. W., & Mukhtar, S. (2015). Estimation and attribution of nitrous oxide emissions following subsurface application of animal manure: a review. *Transactions of the ASABE*, 58(2), 429.

Smolinska, U. (2000). Survival of *Sclerotium cepivorum* sclerotia and *Fusarium oxysporum* chlamydospores in soil amended with cruciferous residues. *Journal of Phytopathology*, 148(6), 343-349.

Snyder, C. S., Bruulsema, T. W., Jensen, T. L., & Fixen, P. E. (2009). Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133(3), 247-266.

Sommer, A. L. (1945). Copper and Plant Growth. *Soil Science*, 60(1), 71-80.

Sommer, S. G., Christensen, M. L., Schmidt, T., & Jensen, L. S. (2013). *Animal Manure Recycling*. p382.

Sørensen, P., & Amato, M. (2002). Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *European Journal of Agronomy*, 16(2), 81-95.

Sørensen, P., & Fernández, J. A. (2003). Dietary effects on the composition of pig slurry and on the plant utilization of pig slurry nitrogen. *The Journal of Agricultural Science*, 140(03), 343-355.

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.

Sorrell, S., Speirs, J., Bentley, R., Miller, R., & Thompson, E. (2012). Shaping the global oil peak: a review of the evidence on field sizes, reserve growth, decline rates and depletion rates. *Energy*, 37(1), 709-724.

St. Martin, C. C. G., & Brathwaite, R. A. I. (2012). Compost and compost tea: Principles and prospects as substrates and soil-borne disease management strategies in soil-less vegetable production. *Biological Agriculture & Horticulture*, 28(1), 1-33.

Stanford, G., & Smith, S. J. (1972). Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Journal*, 36(3), 465-472.

Subair, S., Fyles, J. W., & O'Halloran, I. P. (1999). Ammonia volatilization from liquid hog manure amended with paper products in the laboratory. *Journal of environmental quality*, 28(1), 202-207.

Suleria, H. A. R., Butt, M. S., Anjum, F. M., Saeed, F., & Khalid, N. (2015). Onion: nature protection against physiological threats. *Critical reviews in food science and nutrition*, 55(1), 50-66.

Sullivan, D. M. (2008). Estimating plant-available nitrogen from manure. Corvallis, Or.: Extension Service, Oregon State University. p21.

Sullivan, D. M., & Cogger, C. G. (2003). Post-harvest soil nitrate testing for manured cropping systems west of the Cascades. Corvallis, Or.: Extension Service, Oregon State University. p17.

Sullivan, D. M., Brown, B. D., Shock, C. C., Horneck, D. A., Stevens, R. G., Pelter, G. Q., & Feibert, E. B. G. (2001). Nutrient management for onions in the Pacific Northwest. [Covallis, Or.]: Oregon State University Extension Service. p28.

Sullivan, D. M., Hart, J. M., & Christensen, N. W. (1999). Nitrogen uptake and utilization by Pacific Northwest crops. [Covallis, Or.]: Oregon State University Extension Service. p19.

Suñer L.G., Landriscini M.R. y Lázzari M.A. (2000). Respuesta a la fertilización nitrogenada en cebada cervecera. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Resúmenes. Mar del plata: Trabajo en CD ROM. Comisión III, Panel N° 67.

Suñer, L. G., & Galantini, J. A. (2012). Fertilización fosforada en suelos cultivados con trigo de la región Sudoeste Pampeana. *Ciencia del suelo*, 30(1), 57-66.

Taalab, A. S., & Mahmoud, S. (2013). Response of Onion to Composted Tomato Residues under Saline Irrigation Water through Drip Irrigation System. *Middle East j*, 2(3), 93-100.

Tekalign, T., Abdissa, Y., & Pant, L. M. (2012). Growth, bulb yield and quality of onion (*Allium cepa* L.) as influenced by nitrogen and phosphorus fertilization on vertisol. II: Bulb quality and storability. *African Journal of Agricultural Research*, 7(45), 5980-5985.

Tekalign, T., Abdissa, Y., & Pant, L. M. (2012). Growth, bulb yield and quality of onion (*Allium cepa* L.) as influenced by nitrogen and phosphorus fertilization on vertisol. II: Bulb quality and storability. *African Journal of Agricultural Research*, 7(45), 5980-5985.

Tesfa, T., Woldetsadik, K., & Bayu, W. (2015). Shallot Yield, Quality and Shelf-life as Affected by Nitrogen Fertilizer. *International Journal of Vegetable Science*, 21(5), 454-466.

Thangasamy, A. (2016). Quantification of Dry-Matter Accumulation and Nutrient Uptake Pattern of Short Day Onion (*Allium cepa* L.). *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1-9.

- Thomas, B. W., Sharifi, M., Whalen, J. K., & Chantigny, M. H. (2015). Mineralizable Nitrogen Responds Differently to Manure Type in Contrasting Soil Textures. *Soil Science Society of America Journal*, 79(5), 1396-1405.
- Thomsen, I. K., Schjøning, P., & Christensen, B. T. (2003). Mineralisation of ¹⁵N-labelled sheep manure in soils of different texture and water contents. *Biology and Fertility of soils*, 37(5), 295-301.
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418 (6898), 671-677.
- Tiquia, S. M., & Tam, N. F. Y. (1999). Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environmental pollution*, 110(3), 535-541.
- Tisdale, S. L., Nelson, W. L., Beaton, J. D., & Havlin, J. L. (1993). Soil acidity and basicity. *Soil fertility and fertilizers*. 5th ed. Macmillan Publ., New York, 364-404.
- Tognetti, C. (2007). Compostaje de residuos orgánicos urbanos: optimización del proceso para una mayor calidad del producto final. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina. p175.
- Tognetti, C., Laos, F., Mazzarino, M. J., & Hernandez, M. T. (2005). Composting vs. vermicomposting: a comparison of end product quality. *Compost Science & Utilization*, 13(1), 6-13.
- Tognetti, C., Mazzarino, M. J., & Laos, F. (2008). Compost of municipal organic waste: Effects of different management practices on degradability and nutrient release capacity. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(9), 2290-2296.
- Toor, G. S., Cade-Menun, B. J., & Sims, J. T. (2005). Establishing a linkage between phosphorus forms in dairy diets, feces, and manures. *Journal of environmental quality*, 34(4), 1380-1391.

USEPA (1976). National interim primary drinking water regulations. Federal Register 41: 28404. United States Environmental Protection Agency

USEPA, 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. Fed. Reg. 58 (32), 9248–9415.

Van Kessel, J. S., Reeves, J. B., & Meisinger, J. J. (2000). Nitrogen and carbon mineralization of potential manure components. *Journal of Environmental Quality*, 29(5), 1669-1677.

Vaughan, E. K. (1960). Influence of growing, curing and storage practices on development of neck rot in onions. *Phytopathology*, (50) p87.

Vaughan, E. K., Cropsey, M. G., & Hoffman, E. N. (1964). Effects of field-curing practices, artificial drying, and other factors in the control of neck rot in stored onions. Corvallis: Agricultural Experiment Station, Oregon State University. (77) p22.

Vidigal, S. M., Moreira, M. A., & Pereira, P. R. G. (2010). Crescimento e absorção de nutrientes pela planta cebola cultivada no verão por semeadura direta e por transplântio de mudas= Growth and nutrients uptake by onion plants cultivated in the summer by direct sow and transplanting seedlings. *Bioscience Journal*, 26(1). 59-70.

Vidyavati, H. G., Manjunatha, H., Hemavathy, J., & Srinivasan, K. (2010). Hypolipidemic and antioxidant efficacy of dehydrated onion in experimental rats. *Journal of food science and technology*, 47(1), 55-60.

Vigliola, M. I. (1996). *Manual de Horticultura*. Editorial Hemisferio Sur. Argentina. ISBN, 915109985, 106-118.

Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., ... & Tilman, D. G. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological applications*, 7(3), 737-750.

Vitousek, P. M., Gosz, J. R., Grier, C. C., Melillo, J. M., & Reiners, W. A. (1982). A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological monographs*, 52(2), 155-177.

Vitousek, P. M., Menge, D. N., Reed, S. C., & Cleveland, C. C. (2013). Biological nitrogen fixation: rates, patterns and ecological controls in terrestrial ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 368(1621), 20130119.

Voss, R. E. (1979). Onion production in California (Vol. 4097, pp. 49-49). University of California.

Walker, J. C., & Tims, E. C. (1924). A Fusarium bulb rot of onion and the relation of environment to its development. US Government Printing Office. p18.

Waterhouse, D. F., & Norris, K. R. (1987). *Biological control: Pacific prospects*(No. 632.96 W3). Melbourne: Inkata Press. p87.

Watts, D. B., & Torbert, H. A. (2014). Nitrogen Mineralization in Soils Amended with Manure as Affected by Environmental Conditions. In *Applied Manure and Nutrient Chemistry for Sustainable Agriculture and Environment* (pp. 83-98). Springer Netherlands.

Watts, D. B., Torbert, H. A., & Prior, S. A. (2007). Mineralization of nitrogen in soils amended with dairy manure as affected by wetting/drying cycles. *Communications in soil science and plant analysis*, 38(15-16), 2103-2116.

Webb, J. y Archer, J.R., 1993. Pollution of soils and watercourses by wastes from livestock production systems. In: Ap Dewi, I., Axford, R.F.E., Marai, I.F.M., Omed, H. (Eds.), *Pollution in Livestock Production Sytems*, CAB International, Oxford, p189–204.

Webb, J., Sørensen, P., Velthof, G., Amon, B., Pinto, M., Rodhe, L., ... & Reid, J. (2013). An assessment of the variation of manure nitrogen efficiency throughout Europe and an appraisal of means to increase manure-N efficiency. *Advances in agronomy*, 119, 371-442.

Whalen, J. K., & Chang, C. (2001a). Phosphorus accumulation in cultivated soils from long-term annual applications of cattle feedlot manure. *Journal of environmental quality*, 30(1), 229-237.

Whalen, J. K., Chang, C., & Olson, B. M. (2001b). Nitrogen and phosphorus mineralization potentials of soils receiving repeated annual cattle manure applications. *Biology and Fertility of Soils*, 34(5), 334-341.

White, T. C. R. (1984). The abundance of invertebrate herbivores in relation to the availability of nitrogen in stressed food plants. *Oecologia*, 63(1), 90-105.

Whitehead, D. C., & Raistrick, N. (1990). Ammonia volatilization from five nitrogen compounds used as fertilizers following surface application to soils. *Journal of soil science*, 41(3), 387-394.

Wienhold, B. J. (2007). Comparison of laboratory methods and an in situ method for estimating nitrogen mineralization in an irrigated silt-loam soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38(13-14), 1721-1732.

Wimmer, M. A., Goldberg, S., & Gupta, U. C. (2015). Boron. In *Handbook of plant nutrition*. CRC press, 305-345.

Woldetsadik, S. K., & Workneh, T. S. (2010). Effects of nitrogen levels, harvesting time and curing on quality of shallot bulb. *African Journal of Agricultural Research*, 5(24), 3342-3353.

Wright, P. J. (1993). Effects of nitrogen fertilizer, plant maturity at lifting, and water during field-curing on the incidence of bacterial soft rot of onions in store. *New Zealand journal of crop and horticultural science* 21:4, 377-381.

Wu, Z., Satter, L. D., Blohowiak, A. J., Stauffacher, R. H., & Wilson, J. H. (2001). Milk production, estimated phosphorus excretion, and bone characteristics of dairy cows fed different amounts of phosphorus for two or three years. *Journal of Dairy Science*, 84(7), 1738-1748.

Yarwood, C. E. (1943). Onion downy mildew. *Hilgardia*, 14(11), 595-691.

Yoldas, F., Ceylan, S., Mordogan, N., & Esetlili, B. C. (2011). Effect of organic and inorganic fertilizers on yield and mineral content of onion (*Allium cepa* L.). *African Journal of Biotechnology*, 10(55), 11488-11482.

Yruela (2015). Copper In Handbook of Plant Nutrition. CRC press, 367-398.

Zarabi, M., & Jalai, M. (2012). Rate of nitrate and ammonium release from organic residues. *Compost Science & Utilization*, 20(4), 222-229.

Zhao, S., Liu, D., Ling, N., Chen, F., Fang, W., & Shen, Q. (2014). Bio-organic fertilizer application significantly reduces the *Fusarium oxysporum* population and alters the composition of fungi communities of watermelon Fusarium wilt rhizosphere soil. *Biology and fertility of soils*, 50(5), 765-774.

Zink, F. W. (1966). Studies on the growth rate and nutrient absorption of onion. *Hilgardia. Journal of agriculture science. University of California*. 37(8), 203-213.

Žižek, S., Kalcher, G. T., Šrampf, K., Šemrov, N., & Zidar, P. (2011). Does monensin in chicken manure from poultry farms pose a threat to soil invertebrates?. *Chemosphere*, 83(4), 517-523.