



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE EDAFOLOGÍA

Fertilización nitrogenada en el esquema de producción orgánica

MIGUEL ANGEL VENTURA RIVERA

T E S I S
PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

Maestro en Ciencias

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2017

La presente tesis, titulada: **Fertilización nitrogenada en el esquema de producción orgánica** realizada por el alumno: **Miguel Angel Ventura Rivera**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS

EDAFOLOGÍA

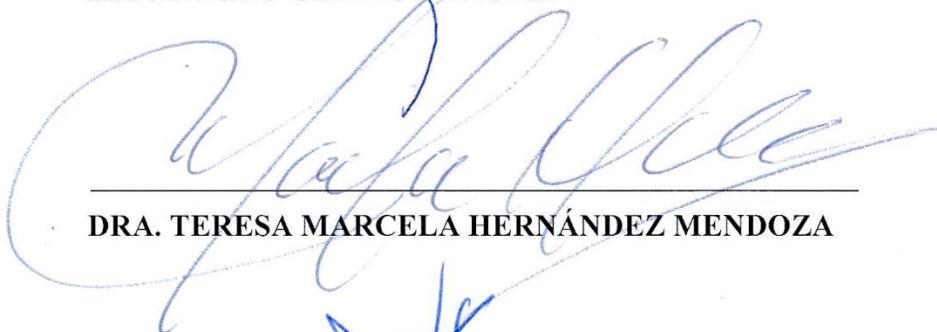
CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



DR. ARTURO GALVIS SPINOLA

ASESOR



DRA. TERESA MARCELA HERNÁNDEZ MENDOZA

ASESOR



DR. JUAN JOSE ALMARAZ SUAREZ

Montecillo, Texcoco, Estado de México; Marzo de 2017

FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN EL ESQUEMA DE PRODUCCIÓN ORGÁNICA

Miguel Angel Ventura Rivera, Mtro.

Colegio de Posgraduados, 2017

RESUMEN

Los agricultores que pretenden certificar su cultivo bajo el esquema de producción orgánica europeo deben acatar las normas de producción para que sea viable la comercialización la cual especifica que la cantidad total de estiércol ganadero con fines de fertilización, no podrá exceder de 170 kg nitrógeno ha⁻¹año⁻¹. Este límite es superado por la demanda de nitrógeno de algunos cultivos y por ello, en el presente trabajo se evaluó si dicha restricción afecta la producción de brócoli. La fase experimental se realizó en dos etapas: i) de marzo a julio de 2016 se evaluó en invernadero el efecto de la aplicación de estiércol y composta de estiércol (cerdo, aves y rumiantes) sobre la producción de brócoli en dosis de 100, 150, 200, 250, 300 y 400 g⁻¹ planta⁻¹; ii) en laboratorio se midió la emanación de CO₂-C como indicador de la mineralización de los insumos orgánicos. Para todas las variables evaluadas los estiércoles de cerdo y gallina sin compostar, tuvieron los valores más altos en comparación del resto de los materiales orgánicos evaluados. En el experimento llevado a cabo en invernadero la eficiencia de recuperación de nitrógeno (ERN) más alta (>36 %) por efecto de material, fue en tratamientos que incluían estiércol de cerdo, seguido por el estiércol de gallina, en donde la ERN fue de 31%. En las incubaciones de laboratorio los materiales que mineralizaron mayor porcentaje de carbono respecto al total fueron el estiércol de cerdo (56%), seguido por el estiércol de gallina (26%). Los resultados experimentales indican que los tratamientos no fueron capaces de cubrir la demanda nutrimental que requiere el cultivo de brócoli para alcanzar rendimientos comerciales, la acumulación de biomasa aérea total y en especial la parte de interés comercial alcanzó bajo rendimiento (<60 g planta⁻¹), por consiguiente, las necesidades de este cultivo rebasan el límite de aplicación impuesto por la norma orgánica europea.

Palabras clave: Orgánico, fertilización, nitrógeno, estiércol, enmiendas.

NITROGEN FERTILIZATION IN THE ORGANIC PRODUCTION SCHEME

Miguel Angel Ventura Rivera

Colegio de Posgraduados, 2017

ABSTRACT

Farmers who intend to certify their crops under the European organic scheme production must comply with the rules of the country they intend to sell, this standard specifies that the total amount of livestock manure spread in soil must not exceed 170 kg nitrogen ha⁻¹year⁻¹. so the application limit is exceeded by the nitrogen demand of some crops, the present investigation have the aim to assess if the limit of application of manure is adequate for Broccoli production. The experimental phase was carried out in two stages: a) from March to July 2016, the effect of the application of manure and the composition of manure (swine, poultry and ruminants) on broccoli production at doses of 100, 150, 200, 250, 300 and 400 plant⁻¹; B) in laboratory the emanation of CO₂-C was measured as an indicator of the mineralization of these organic inputs. For all the evaluated variables swine and hen no composted manure had the highest values in comparison to the rest of the organic material. In the experiment the highest mean nitrogen recovery efficiency (NRE) was of 36% by material effect in treatments that included fresh swine manure followed by chicken manure (31%). In laboratory incubations the materials that mineralized the highest percentage of carbon with respect to the total was the pig manure (56%), followed by chicken manure (26%). The experimental results shows that organic fertilization in the form of manure and compost was not capable of filling the nutritional demand of the broccoli to reach commercial yields, total aerial biomass accumulation and especially the part of commercial interest reached low yields (<60 g⁻¹ plant⁻¹), so that the nutritional needs of this crop exceed the limit of application imposed by the European organic standard.

Key words: Organic, fertilization, nitrogen, manure, amendments.

DEDICATORIA

A mi madre y padre:

Por haberme dado la vida y por su amor incondicional.

A Sara:

Por acompañarme y apoyarme durante esta travesía, por su entrega y amor.

A mis seres queridos y amigos:

Por creer en mí.

AGRADECIMIENTOS

El autor deja constancia de su agradecimiento a todas las personas que impartieron sus conocimientos para la labor de producir alimentos en beneficio de la humanidad, de manera especial:

- Al Dr. Arturo Galvis Spínola, por ser mi Consejero, sus valiosos aportes científicos, experiencias y acertada dirección durante el transcurso de la investigación.

- Al Dr. Juan Jose Almaraz Suarez y la Dra. Teresa Marcela Hernández Mendoza, por el tiempo dedicado y las facilidades prestadas en la ejecución de la investigación.

-Al Colegio de Posgraduados, por haberme cobijado en el programa de Edafología.

-Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por los recursos destinados a mi formación educativa.

- A todas las personas que de una u otra manera contribuyeron con sus aportes en la realización de esta investigación.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. REVISIÓN DE LITERATURA	2
2.1 Génesis de la agricultura Orgánica y evolución del conocimiento enfocado a la nutrición y mejoramiento del suelo.....	2
2.2 Producción orgánica en México y Normas de certificación de importancia.	7
2.3 Diferencias en la composición de los estiércoles.....	19
2.4 Uso óptimo del nitrógeno por los cultivos.....	30
2.4.1 Respuesta del Cultivo a la Aplicación de nitrógeno.....	34
3. OBJETIVO E HIPÓTESIS.....	43
3.1 Objetivos.....	43
3.2 Hipótesis	43
4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	44
4.1 Protocolo experimental (invernadero).....	44
4.1.1 Análisis de los materiales orgánicos	45
4.1.2 Peso seco de la biomasa total de brócoli.....	47
4.1.3 Nitrógeno extraído por el cultivo	48
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	51
5.1 Experimento en invernadero	51
5.1.1 Peso fresco y seco de la biomasa total de brócoli	51
5.1.2 Nitrógeno extraído por el cultivo	59
5.2 CO ₂ -C liberado en incubaciones de laboratorio	67
6. CONCLUSIONES.....	78
7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	79

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Índice de extracción de nitrógeno de diferentes cultivos.....	1
Cuadro 2. Destino comercial de los principales cultivos producidos orgánicamente en México. Fuente: Gómez et al. (2002a).....	10
Cuadro 3. El manejo de la nutrición y los mejoradores del suelo en las normas de certificación de importancia para México. Fuente: elaboración propia	11
Cuadro 4. Valor promedio (C/N media), coeficiente de variación (CV), valor mínimo (C/N min.), valor máximo (C/N máx.) Y número de observaciones (No) para la relación carbono a nitrógeno de diferentes y compostas estiércoles. Fuente: elaboración propia	20
Cuadro 5. Valor medio (media %), coeficiente de variación (CV), valor mínimo (min), valor máximo (max) y número de observaciones (No) del contenido de nitrógeno de los estiércoles.....	21
Cuadro 6. Distribución de los tratamientos experimentales y nitrógeno aplicado por tratamiento	44
Cuadro 7. Análisis químico de los diferentes materiales.	46
Cuadro 8. Propiedades físicas y químicas del suelo.....	47
Cuadro 9. Descripción de los tratamientos utilizados en las incubaciones.	50
Cuadro 10. Análisis de varianza del peso seco de hojas de brócoli por material orgánico y dosis aplicada.	52
Cuadro 11. Comparación de medias del peso seco de hojas de brócoli por material aplicado	53
Cuadro 12. Análisis de varianza del peso seco de tallo de brócoli por material orgánico y dosis aplicada.	54
Cuadro 13. Comparación de medias del peso seco de tallos de brócoli por material orgánico	54
Cuadro 14. Análisis de varianza del peso seco de floretes de brócoli por material orgánico y dosis aplicada.	55
Cuadro 15. Comparación de medias del peso seco de floretes de brócoli por material orgánico..	56
Cuadro 16. Análisis de varianza del índice de cosecha (IC) de brócoli por material orgánico y dosis aplicada.	58
Cuadro 17. Comparación de medias del índice de cosecha de brócoli por material orgánico.	58
Cuadro 18. Análisis de varianza de la extracción de nitrógeno en brócoli por material orgánico y dosis aplicada.	59

Cuadro 19. Comparación de medias del contenido de nitrógeno en brócoli por material orgánico.	60
Cuadro 20. Eficiencia de recuperación de nitrógeno.	62
Cuadro 21. análisis de varianza de la eficiencia de recuperación de nitrógeno (ERN) entre los diferentes tratamientos.	64
Cuadro 22. Comparación de medias de la eficiencia de recuperación de nitrógeno (ERN) por efecto material orgánico.	64
Cuadro 23. Coeficiente de variación (CV) entre las pendientes de las repeticiones del valor acumulado de respiración CO ₂ -C.	69
Cuadro 24. Prueba de t al comparar la pendiente de la recta de los subperiodos acumulados de medición de CO ₂ -C.	70
Cuadro 25. Comparación de la media de CO ₂ -C medido en incubaciones aerobias por material orgánico y dosis de aplicación.	73

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Principios éticos de la agricultura orgánica de acuerdo a Federación Internacional de Movimientos de Agricultura Orgánica (IFOAM).....	6
Figura 2. Distribución de la superficie agrícola sembrada bajo el esquema de producción orgánica en 2005	8
Figura 3. Respuesta de rendimiento de grano de maíz a diferentes dosis de aplicación de nitrógeno orgánico (N_o).....	37
Figura 4. Respuesta de rendimiento de grano de maíz a diferentes dosis de aplicación de nitrógeno (N_i).	37
Figura 5. Grafica del Índice de extracción de nitrógeno en cultivo de maíz reportado en diversas investigaciones.	38
Figura 6. Relación entre Peso fresco (P_F) y peso seco (P_S) de la biomasa total aérea (hojas, tallo, florete) al momento de la cosecha.....	51
Figura 7. Media del peso seco de floretes de brócoli (P_f) y su desviación estándar por efecto de material orgánico.....	56
Figura 8. Relación entre Peso fresco de florete (P_f) y extracción de nitrógeno (N_a) de la biomasa total aérea (hojas, tallo, florete) al momento de la cosecha.	60
Figura 9. Relación entre Peso seco (P_S) y nitrógeno acumulado (N_a) en la biomasa total aérea (hojas, tallo, florete) al momento de la cosecha.....	61
Figura 10. Relación entre nitrógeno aplicado y nitrógeno extraído en cultivo de brócoli para estiércol de cerdos (a), aves (b) y rumiantes (c).	66
Figura 11. Emanación de CO_2-C entre repeticiones de un tratamiento típico; a) Valor diario, b) valor acumulado.	68
Figura 12. Dispersión de las pendientes obtenidas del valor acumulado de CO_2-C del primer periodo de medición.....	71
Figura 13. Dispersión de las pendientes entre los dos subperiodos de medición, obtenidas del valor acumulado de CO_2-C del segundo periodo de medición.	72
Figura 14. Valor acumulado del CO_2-C mineralizado durante 14 días de incubación a diferente dosis de aplicación: 66, 33 y 16 (miligramos de m.o. g^{-1} suelo) a), b) y c) respectivamente.....	75
Figura 15. Relación entre carbono mineralizado en incubaciones (CO_2-C) y acumulación de nitrógeno (N_a) de la biomasa total aérea de brócoli (hojas, tallo, florete).	76

Figura 16. Nitrógeno acumulado en la biomasa aérea (N_a) y carbono mineralizado por efecto de material aplicado.77

1. INTRODUCCIÓN

Los agricultores que pretenden certificar su cultivo bajo el esquema de producción orgánica europeo deben seguir la norma CE: 834/2007 y sus reglamentos de aplicación (CE) N°1235/2008 y (CE) N°889/2008. En el artículo tercero del reglamento (CE) N°889/2008 se hace referencia a la directiva europea (91/676/CEE), referente al tema de nitratos, de la cual se adopta un fragmento del artículo 5, anexo III que establece; “La cantidad total de estiércol ganadero extendida en la explotación no podrá exceder de 170 Kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹”. Este límite se aplica únicamente al empleo de estiércol de granja; estiércol de granja desecado; gallinaza deshidratada; mantillo de excrementos sólidos de animales, incluida la gallinaza; estiércol compostado y excrementos líquidos de animales. Esta norma no presenta argumento alguno de por qué impone esa dosis máxima de nitrógeno, a través de las enmiendas mencionadas. Como se puede apreciar en el Cuadro 1, el límite impuesto de aplicación de nitrógeno es superado por la demanda que requieren algunos cultivos.

Cuadro 1. Índice de extracción de nitrógeno de diferentes cultivos.

Cultivo	Rendimiento (t)	N extraído (kg ha⁻¹)	Índice de Extracción de N (kg de nitrógeno t⁻¹)
Caña	150	430	02.9
Maíz	15	300	20.0
Col	80	300	03.8
Remolacha	19	246	12.9
Coliflor	25	226	09.0
Brócoli	15	215	14.3
Papa	60	204	03.4
Trigo	8	240	30.0
Cebolla	60	135	02.3

Fuente: (Consultar lista de autores en el Anexo 1)

Por otra parte, los materiales orgánicos se descomponen a diferente tasa, por lo que es posible que bajo estas restricciones, el nitrógeno no sea suficiente para abastecer la demanda, aunado a esto si se produce más de un ciclo se verá comprometido el rendimiento. Es por ello, que en el presente trabajo se evaluó si el límite de aplicación de los materiales orgánicos impuesto es el adecuado para la producción.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Génesis de la agricultura orgánica y evolución del conocimiento enfocado a la nutrición y mejoramiento del suelo.

La Federación Internacional de Movimientos de Agricultura Orgánica (IFOAM), una organización no gubernamental que cuenta con 750 organizaciones miembros en más de 100 países, define y revisa periódicamente las normas básicas que determinan el término «orgánico». De acuerdo con las Normas Básicas IFOAM 2002, se define a la agricultura orgánica como: *“un enfoque integral basado en un conjunto de procesos que resulta en un ecosistema sostenible, alimentos seguros, buena nutrición, bienestar animal y justicia social”* (Scialabba, 2002).

Todas las normas existentes que regulan la agricultura orgánica prohíben los plaguicidas sintetizados a partir de sustancias químicas, fertilizantes sintéticos, preservativos sintéticos, organismos modificados genéticamente, lodos cloacales e irradiación. El cumplimiento de las normas de la agricultura orgánica, incluida la protección del consumidor contra prácticas fraudulentas, se garantiza mediante la inspección y la certificación. La mayoría de los países industrializados tienen regulaciones que rigen los alimentos etiquetados como «orgánicos», otros términos que se utilizan, según los idiomas, son «biológico» o «ecológico» (Scialabba, 2002).

De acuerdo a Lockeretz (2007) en la década de 1920 la agricultura orgánica adoptó parte de ideologías que incluyen el establecimiento de la agricultura biodinámica, la emergencia de un fuerte movimiento organizado en Reino Unido en la década de 1940 y la promulgación de las primeras normas de producción orgánica en los años 1960.

La agricultura orgánica tiene sus raíces con el pensamiento de personajes tales como: Rudolph Steiner, pionero en la Agricultura biodinámica; Jerome Irving Rodale editor y publicador estadounidense que popularizó el término “orgánico”; Eva Balfour con su primer experimento formal de larga duración que comparó agricultura orgánica con la agricultura basada en el uso de químicos en Reino Unido; Albert Howard quién dio importancia al mantenimiento constante de la fertilidad del suelo y otros científicos quienes surgieron a partir de la década de 1930. No obstante,

se ha venido innovando por la experiencia de los agricultores en todo el mundo (Cierpka y Sligh, 2007).

De acuerdo a Vogt (2007) la agricultura orgánica se desarrolló en sus inicios de forma independiente entre los países angloparlantes y Alemania.

A pesar del incremento en el uso de los fertilizantes minerales después de la primera Guerra Mundial, Alemania registró una disminución de rendimiento (40%) en cultivos de grano, papa y remolacha azucarera y sólo después de 15 años (1930) logró alcanzar los niveles de rendimiento de la pre-guerra, de acuerdo a los debates científicos que surgieron en esa época, tal disminución de rendimiento se relacionó con el inapropiado uso de fertilizantes minerales, en combinación con el uso de variedades de cultivo y pesticidas inadecuados, así también el abandono de las prácticas de fertilización orgánica, en ese tiempo no creían en el éxito de los fertilizantes a largo plazo y atribuyeron la mencionada disminución del rendimiento a los logros en el corto plazo que tuvieron los fertilizantes minerales antes de la primera Guerra Mundial (Vogt, 2007).

La agricultura natural y agricultura biodinámica fueron dos grandes corrientes de pensamiento que dieron origen a la agricultura orgánica actual en Alemania, el concepto de agricultura natural surgió al final de la primera guerra mundial. Con el surgimiento de la ideología de que los fertilizantes artificiales eran responsables de la disminución en: la calidad de los alimentos, fertilidad del suelo y salud de las plantas, se propuso la labranza de conservación y el uso de plantas de cobertera; basando a la nutrición únicamente con el uso de abonos verdes, uso de compostas y residuos de cosecha. Por otra parte, la cría de ganado no concordaba con la ideología vegetariana, por dicha razón inicialmente en esta corriente de pensamiento, sólo se aceptó un número limitado de animales, posteriormente evolucionó y en las décadas de 1980 y 1990 tomó el nombre de agricultura ecológica abandonando algunos principios como: vegetarianismo, agricultura sin animales y reciclado de desechos municipales (Vogt, 2007).

Por otra parte surgió la agricultura biodinámica en la década de 1920, esta ideología consideró a una granja como un organismo en donde sus órganos estaban representados por: producción de cultivos, cría de animales, jardinería y crecimiento de frutos con una diversidad de plantas,

animales y biotipos que juntos interaccionaban, de esta forma una granja biodinámica sería capaz de producir por si misma sin el uso de suministros externos, la agricultura biodinámica se diferenció de la agricultura ecológica por el uso de preparados vegetales y minerales como aditivos de compost y aerosoles para terreno, los experimentos comparativos realizados en esa época mostraron menores rendimientos en las granjas biodinámicas que en granjas con manejo convencional de esa época, pero algunas granjas con este manejo mostraron mayor calidad en el alimento. Durante la época del Tercer (*Reich*) algunos líderes nazis, estuvieron interesados en este tipo de agricultura principalmente en aspectos como: la sustentabilidad de la granja, la calidad de los alimentos, fertilidad del suelo, la autosuficiencia de la sociedad y la granja respecto al uso de fertilizantes. Al finalizar la segunda guerra mundial el conocimiento científico existente se integró al concepto de agricultura biodinámica (1950s y 1960s) (Vogt, 2007).

En Estados Unidos existieron científicos que ayudaron a la evolución de la agricultura orgánica, los aportes de Albert Howard lo sitúan como uno de los fundadores de esta ideología en Estados Unidos, de sus varias publicaciones dos de ellas tuvieron mayor aporte a la agricultura orgánica actual: “*An Agricultural Testament*” y “*Farming and Gardening for Health or Disease*” publicadas en 1940 y 1945 respectivamente. Él a través de estas publicaciones mostró evidencia de la importancia del humus en la agregación de las partículas del suelo y de cómo la pérdida del humus influye en la erosión del suelo, plagas y enfermedades de cultivos, también puntualizó la importancia del ciclo del nitrógeno, especialmente la necesidad de conocer los picos potenciales de producción y lixiviación de nitratos para un manejo más óptimo de la producción (Stinner, 2007).

Cierpka y Sligh (2007) hacen referencia a una publicación del año 1962 titulada “Primavera silenciosa” escrita por la bióloga Rachel Carson en donde criticó y documentó el efecto negativo del uso de pesticidas, herbicidas y fertilizantes, poniendo énfasis en el daño al ambiente ocasionado por el uso de DDT, estos autores mencionan que dicha publicación generó controversia a nivel internacional en ese tiempo y por otro lado ayudó a generar conciencia pública acerca de estos problemas.

Desde la década de 1960 los consumidores se preocuparon por los residuos de pesticidas en los alimentos y en los posibles efectos de bioacumulación a través del tiempo. La demanda de productos orgánicos creció entre 1960 y 1970 lo que generó el inicio de las certificaciones, las cuales aseguraban a los consumidores que los productos que compraban eran realmente orgánicos, estas certificaciones establecieron normas, las cuales definieron el significado de producción orgánica, detallando las prácticas, entradas e ingredientes permitidos en la producción y procesamiento de alimentos (Kuepper, 2010).

En 1967, “Finca Irlanda” ubicada en Chiapas certificó su producción de café, convirtiéndose en la primera operación orgánica de México en lograr un estatus de certificación oficial. Durante los años de 1980 otros centros de producción comenzaron a certificarse: Rancho Alegre, Finca San Miguel, Finca la Granja y Finca Montagua (Willer y Kilcher, 2009).

Otros éxitos del movimiento ecologista se presentaron a inicios de 1970, cuando el DDT y otros organoclorados fueron prohibidos en muchos países, en gran parte por el daño que le hicieron a las aves de presa y otras especies amenazadas. A su vez, se evidenció que las altas aplicaciones de fertilizantes nitrogenados inorgánicos estaban asociadas con el riesgo de metahemoglobinemia “bebé azul” debido a los elevados niveles de nitratos encontrados en el agua potable (Lockeretz, 2007).

En los Estados Unidos, los estados de Oregon y California adoptaron su legislación orgánica entre 1974 y 1979. En el resto del mundo, pasó largo tiempo antes de que las normas establecidas por la comunidad de agricultura orgánica (por ejemplo, la Asociación de Suelos del Reino Unido en 1967 e IFOAM en 1980) tuvieran eco en legislaciones nacionales, supranacionales y en los sistemas de control (Francia adoptó sus leyes en 1985, y en 1991 marcó la adopción de la Regulación de la Unión Europea 2092/91). Desde el punto de vista de la oferta en la Unión Europea, los instrumentos normativos estimularon a los pequeños agricultores a que cultivaran con métodos orgánicos ofreciendo compensaciones financieras por las pérdidas que pudieran sufrir durante la conversión (Scialabba, 2002).

En el año de 1989 investigadores estadounidenses anunciaron que un agente de maduración utilizado comúnmente en las manzanas llamado diaminozide o Alar, provocaba tumores en

animales de laboratorio y era un carcinógeno potencial, estos escándalos generaron que el movimiento de la agricultura tomara mayor fuerza (Suutari, 2007).

La Federación Internacional de Movimientos de Agricultura Orgánica estipula que la práctica de la agricultura orgánica debe regirse por cuatro principios éticos fundamentales que se listan en la Figura 1.

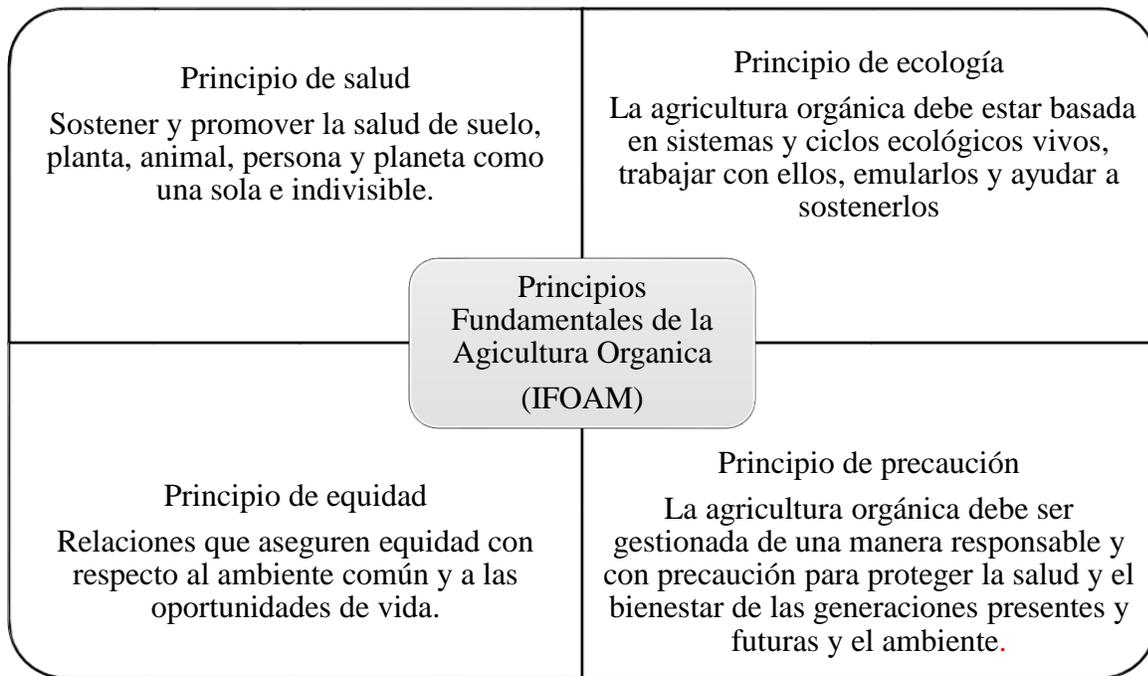


Figura 1. Principios éticos de la agricultura orgánica de acuerdo a Federación Internacional de Movimientos de Agricultura Orgánica (IFOAM).

Los movimientos de naturaleza ecologista que surgieron principalmente en Europa y Estados Unidos antes de la segunda guerra mundial, fueron las bases de referencia para la agricultura orgánica actual y realmente tomó fuerza entre los años de 1960 y 1970 cuando los consumidores se preocuparon por los problemas a la salud que podían ocasionar el uso de agroquímicos y pesticidas en la agricultura y también por su preocupación por el ambiente. Este tipo de manejo agricultura surgió en parte como una alternativa a la agricultura convencional que hace uso de agroquímicos y prácticas de manejo que comprometen a la fertilidad del suelo. En este esquema de agricultura se hace énfasis en el comercio justo. La agricultura orgánica ha sido normada a nivel

internacional y todas las reglamentaciones concuerdan en la prohibición en el uso de fertilizantes sintéticos y pesticidas químicos. El manejo de la nutrición y mejoramiento del suelo se basa principalmente en el uso de residuos de cosecha, estiércoles, compostas, abonos verdes y rotación de cultivos.

2.2 Producción orgánica en México y normas de certificación de importancia.

De acuerdo al Consejo Nacional de Producción Orgánica (CNPO) en México la agricultura orgánica cubre casi 400,000 hectáreas y está en franca expansión, la tasa media de crecimiento de esta actividad es del 20% anual en promedio en los últimos 10 años. Entre el 85% y 90% de la producción orgánica nacional es de exportación. Los ingresos en divisas por las exportaciones de productos orgánicos son de alrededor de 400 millones de dólares promedio anual. En México se estima que existen 128,000 productores en el modo de producción orgánica. Los principales productos orgánicos en México por superficie orgánica cultivada son café (48%); aguacate (15%), hortalizas (9%), hierbas aromáticas y alimenticias (8%). Los principales Estados productores orgánicos son Chiapas, Oaxaca, Michoacán, Querétaro y Guerrero que concentran el 77% del volumen total orgánica nacional (CNPO, 2016).

En 2014 México ocupó el primer lugar a nivel mundial (243,000 hectáreas) en producción de café orgánico seguido por Etiopía con 154 mil hectáreas y en tercer lugar Perú con 89 mil (Willer y Lernoud, 2016).

De acuerdo al Centro de Investigaciones Económicas, Sociales y Tecnológicas de la Agroindustria y la Agricultura Mundial (CIESTAAM) en 2005 la superficie orgánica certificada para café equivalía al 51% del total de hectáreas registradas, ver Figura 2.

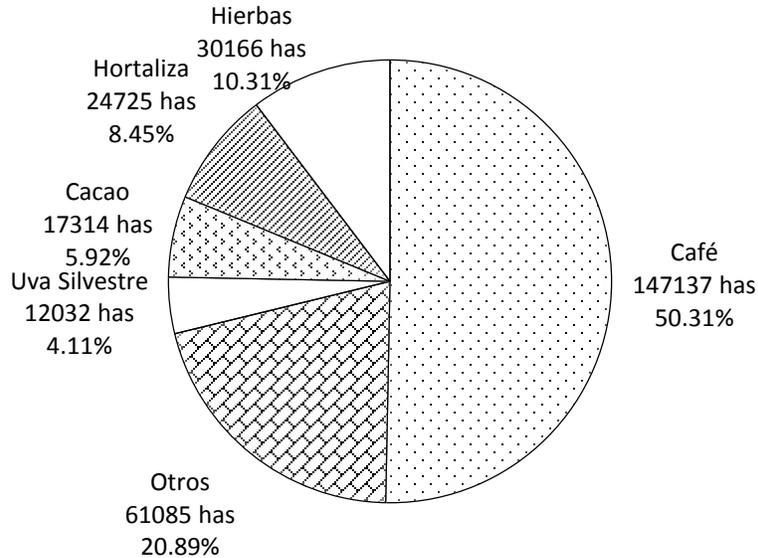


Figura 2. Distribución de la superficie agrícola sembrada bajo el esquema de producción orgánica en 2005.

Al interior del sector orgánico, el 33.8% de las divisas generadas en el año 2000 fueron obtenidas de las hortalizas, café, mango y el resto de otros productos. Es importante destacar que del total de divisas que generan algunos productos de exportación, sus similares orgánicos ocuparon cifras importantes, tal es el caso de la vainilla, con 23.4% del total convencional; cártamo, con casi 22%; café, con 4.8% y; ajonjolí, con 4% (Gomez *et al.*, 2002).

Otros productos importantes que certifican incluyen al maíz, chile, calabaza, pepino, ajo, cebolla, berenjena, melón, naranja, manzana, papaya, plátano, piña, limón, coco, durazno y aguacate. El cultivo de orgánicos se practica en casi todo el país, sin embargo, tan sólo ocho estados concentran 83 por ciento de las áreas destinadas a este tipo de productos; estos son: Chiapas, con 29.54 por ciento; Oaxaca, con 18.02; Querétaro, con 10.26; Guerrero, con 5.76, Tabasco 5.69; Sinaloa, con 4.65; Michoacán, con 4.53%, y Jalisco con 4.51 % (Chavéz, 2014).

De las 668 zonas de producción orgánicas detectadas para el 2004, el 45.26% corresponden a café orgánico, 29.56% a frutas, 12.77% a aguacate, 6.57% a hortalizas y 5.66% a granos (Gomez y Cruz, 2004).

En 1996 la superficie orgánica estuvo concentrada en menos productos, tan sólo el café cubría 82% de la superficie orgánica; hortalizas y hierbas ocuparon el 10% y ajonjolí casi el 3% de la superficie total. En el año 2000 se observa una mayor diversificación de productos y un incremento de la superficie, lo que indica que esta agricultura ha logrado establecerse en el país y está en camino de consolidación. Se debe señalar que los productos orgánicos cuya producción ha crecido en forma más significativa, tales como mango, maíz azul, plátano y café, continúan siendo productos dirigidos al mercado de exportación (Gomez *et al.*, 2002a).

Willer y Lernoud (2015) mencionan que de entre 42 países en el año 2013, México ocupó el quinto lugar en valores de exportación, reportando ventas con un valor de 373 millones de euros, siendo Italia y Holanda los que reportan los valores más altos de exportación (1260 y 783 millones de euros respectivamente). En el mismo estudio se menciona que México ocupó el tercer lugar en cuanto a número de productores se refiere (169,703), solo siendo superado por Uganda e India.

De acuerdo a Gomez et al (2002a), las hortalizas representaron el lugar número uno en toneladas producidas con un valor de (55,288), seguido por el café (47,461 toneladas) y en tercer lugar el mango con 9,536 toneladas.

De acuerdo a la Secretaría de Economía, 85% de la producción orgánica mexicana se exporta a Alemania, Francia y Estados Unidos, representando un valor económico superior a 600 millones de dólares; mientras que en el mercado nacional, que se estima en un valor de mil 174 millones de pesos, se registra un incremento de 10 por ciento anual en la demanda de este tipo de alimentos, la producción de orgánicos en México se basa en más de 40 especies diferentes, entre los que destacan el café, que es uno de los principales productos demandados por la Unión Europea, Estados Unidos, Canadá y Japón (Cuadro 2),(Morales, 2013).

Cuadro 2. Destino comercial de los principales cultivos producidos orgánicamente en México. Fuente: Gomez et al. (2002a)

Producto	Destino
Café	EE.U.U., Alemania, Holanda , Suiza, Japón, Europa(Italia, Dinamarca, España, Francia), Australia
Mango	Estados Unidos, Japón, Canadá, Inglaterra, Australia y Chile
Aguacate	Suiza, Inglaterra, Estados Unidos e Italia
Hortalizas	Estados Unidos, Canadá, Japón e Inglaterra

La comercialización de productos orgánicos implica acciones de inspección y certificación de los métodos de producción empleados, las cuales son realizadas principalmente por agencias extranjeras de los países importadores. En 1996, el 68% de las zonas de producción orgánica del país fueron certificadas por OCIA Internacional de Estados Unidos; el 18%, por Naturland de Alemania; el 10%, por Oregon Tilth de Estados Unidos y; el resto, por otras agencias. En 2002, las agencias nacionales de certificación, han ganado espacio y reconocimiento al operar a través de contratos de certificación con algunas agencias extranjeras. Otras agencias que certifican productos son; Quality Assurance International (E.U.), Bioagricoop (Italia), Ocia Internacional (EE.UU.), IMO Control (Suiza), entre otras.

El manejo de la nutrición de los cultivos y las prácticas de mejoramiento del suelo en las diferentes normas de importancia para México (Europa, Japón, Estados Unidos, Canadá y Alemania) se muestran en el Cuadro 3.

Cuadro 3. El manejo de la nutrición y los mejoradores del suelo en las normas de certificación de importancia para México. Fuente: Elaboración propia

Norma	Límite de aplicación de enmiendas	Especificación	Fertilizantes y enmiendas permitidas
Estados Unidos (NOP)/ Canadá (COR)	No específica límite de aplicación	<p>Mejorar el contenido de materia orgánica del suelo con el uso de materiales vegetales y animales sin contribuir a la contaminación de los cultivos, el suelo o el agua con nutrientes vegetales, organismos patógenos, metales pesados, o residuos de sustancias prohibidas. Estiércol animal crudo debe ser compostado a menos que sea: (i) Aplicado a un terreno utilizado para un cultivo que no esté destinado al consumo humano; (ii) Incorporado dentro del suelo no menos de 120 días antes de la cosecha de un producto cuya porción comestible tenga contacto directo con la superficie del suelo o las partículas del suelo; o (iii) Incorporado dentro del suelo no menos de 90 días antes de la cosecha de un producto cuya porción comestible no tenga contacto directo con la superficie del suelo. Los materiales vegetales o animales compostados deben ser producidos por medio de un proceso que estableció una relación inicial C:N de entre 25:1 y 40:1</p> <p>El productor debe seleccionar e implementar prácticas de labranza y cultivo que mantengan o mejoren la condición física, química y biológica del suelo y minimicen su erosión, gestionar los nutrientes del cultivo y la fertilidad del suelo por medio de rotaciones, cultivos de cobertura, y la aplicación de materiales vegetales y animales. En caso de aplicación de estiércol, el suelo debe estar suficientemente cálido y húmedo para asegurar la bio - oxidación activa .En la temporada, la tasa y el método de aplicación de estiércol deben estar diseñados para asegurar que no contribuya a la contaminación de los cultivos de bacterias patógenas, minimizar el potencial de escurrimiento hacia los estanques, ríos y arroyos; no contribuir a la contaminación de aguas subterráneas y superficiales.</p>	<p>Estiércol animal, harina de sangre ,hueso (y carne) ,carbonato de calcio, ácidos húmicos , compost :a base de estiércol animal o plantas, s residuos de cultivos descompuestos , harina de pescado / camarón ácido fúlvico, guano (extracto) Azufre (elemental), Yeso (extraído) , ácido sulfuroso, Humatos / Leonardita(Extraídos) , vitamina B1 , C , E, Turba, magnesio y potasio sulfato , sulfato (extraído) roca fosfórica (extraído), alga marina, humus de lombriz.</p>

Cuadro 3. Continúa...

Norma	Límite de aplicación de enmiendas	Especificación	Fertilizantes y enmiendas permitidas
Alemania	170 kg de nitrógeno ha ⁻¹ año ⁻¹	<p>Se rige con las normas de la unión europea 2092/91 con algunas observaciones; El material orgánico aplicado debe provenir de la propia explotación, el cual debe ser preparado y esparcido de tal manera que la vida en el suelo sea sostenida y el contenido de humus se mantenga constante o aumente, cuando existan pérdidas de nutrientes ocasionados por la extracción del cultivo y se utilicen materiales orgánicos provenientes de explotaciones con manejo convencional, estos mismos deben de ser compostados, el uso de estiércoles líquidos, orina y estiércol de aves proveniente de granjas con manejo convencional está prohibido</p> <p>La pérdida de nutrientes durante el almacenamiento y la aplicación de fertilizantes líquidos y estiércol deben reducirse al mismo, el estiércol debe ser aplicado solo durante el periodo vegetativo del cultivo, debe evitarse la sobre fertilización</p>	<p>Lo mismos que son permitidos en la norma de certificación europea 2092/91 y EC 834/2007 , y especifican de acuerdo al origen del estiércol ;Fertilizantes y acondicionador de suelos orgánicos derivados de la operación</p> <ul style="list-style-type: none"> · Estiércol de establos , naves y estiércol de aves de corral. · estiércol líquido tras su procesamiento. · estiércol líquido. · composta a partir de residuos orgánicos. · sustratos de cultivos de setas. · paja <p>Fertilizantes de operaciones convencionales : estiércol de ganado vacuno, estiércol de ganado ovino y caprino, · estiércol de caballo</p>
Japón	No especifica límite de aplicación	<p>La productividad del suelo debe mantenerse o incrementarse por compost a partir de residuos de productos en los campos; y el uso de organismos en los campos o en las zonas periféricas.</p> <p>Fertilizantes y mejoradores del suelo deben de estar derivados de fuentes naturales sin el uso de tratamiento químico</p>	<p>Materiales derivados de residuos de plantas y animales , materiales derivados de excrementos fermentados, o secados, subproductos de las industrias textil y alimenticia de origen animal, vegetal y pesquero, sin uso de químicos, productos animales procesados de rastros, materiales derivados de desperdicios alimenticios fermentados, composta de cortezas y/o aserrín, guano, algas desecadas, cenizas de plantas</p>

Cuadro 3. Continúa...

Norma	Límite de aplicación de enmiendas	Especificación	Fertilizantes y enmiendas permitidas
Unión Europea (834/2007)	170 kg de nitrógeno ha ⁻¹ año ⁻¹	La cantidad total de estiércol ganadero, definida en la Directiva 91/676/CEE del Consejo (8) relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura, extendida en la explotación no podrá exceder de 170 kilogramos de nitrógeno anuales por hectárea de superficie agrícola empleada. Este límite se aplicará únicamente al empleo de estiércol de granja, estiércol de granja desecado y gallinaza deshidratada, mantillo de excrementos sólidos de animales incluida la gallinaza, estiércol compostado y excrementos líquidos de animales. Está prohibido el uso de estiércol y compostas provenientes de la producción intensiva de ganado.	Estiércol deshidratado, mantillo de excrementos sólidos, excremento líquido de animales, residuos domésticos o compostados (únicamente residuos animales y vegetales compostados), turba, mantillo de turba de zetas, deyecciones de lombriz, Guano, harina de sangre, polvo de pezuña , polvo de huesos y de cuernos, harina de pescado , harina de carne, harina de pluma, algas y productos de algas, aserrín y viruta no tratados , mantillo , cenizas de madera

El manejo de la nutrición vegetal en la certificación de la Unión Europea y el tema del nitrógeno: El Consejo de la Comunidades Europeas (CCE) el 28 de Junio del año de 1988 emitió una resolución, en donde comprueba una alta mortandad de focas asociado a la proliferación de algas en aguas marinas pertenecientes a los países de Noruega, Suecia y Dinamarca, entre los meses de mayo y junio, lo que considero como un grave desequilibrio ecológico, señalando que el vertido de nitrógeno y fosforo proveniente de la agricultura contribuyó a una fertilización y a la eutrofización del agua. Debido a esto el Consejo de las Comunidades Europeas invito a la comisión europea a presentar propuestas sobre la reducción de nutrimentos procedentes de fuentes difusas, en particular de la agricultura. **(Directiva 88/C 209/02)**

A raíz de esta solicitud la Comisión emitió una propuesta el 5 de enero de 1989 y tiene como objetivos principales: evitar que la concentración de nitrato en las aguas alcance un grado tal que impida la utilización de las mismas dentro de los límites permitidos y evitar la eutrofización de las aguas, es por ello que señala en el apartado 2 de su artículo cuarto que los estados miembros deberán fijar los índices máximos de aplicación de fertilizantes químicos a las tierras, tomando como base:

- i) El índice de absorción de nitrógeno de los cultivos.
- ii) La cantidad de nitrógeno que contenga la tierra, con inclusión del añadido como consecuencia de la aplicación de estiércol a las tierras.

En el apartado 5 del mismo artículo se señala lo siguiente:

“Los estados miembros velarán por que se registren las cantidades totales de nitrógeno procedente de fertilizantes químicos y estiércol que se utilicen en las zonas vulnerables cada año, el área que ocupan dichas zonas en hectáreas y las cantidades y clases de ganado por hectárea que se encuentre en las mismas.”

(Propuesta 89/C 54/04): dicha propuesta se aprobó en el año de 1991 (EEC no. 91/676) para la protección de áreas agrícolas vulnerables y limita la aplicación de fertilizantes derivados de excretas animales a $170 \text{ kg nitrógeno ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para prevenir la contaminación por nitratos.

Excepciones a la norma europea: la directiva sobre nitratos prevé la posibilidad de derogar la norma relativa a la cantidad máxima de $170 \text{ kg nitrógeno ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para la aplicación de abonos animales a condición de que pueda establecerse que se siguen cumpliendo los objetivos de la directiva y que la excepción se basa en criterios objetivos como ciclos de crecimiento largos, cultivos con elevada captación de nitrógeno, alta precipitación neta o suelos con capacidad de pérdida de nitrógeno excepcionalmente elevada. Para acogerse a una excepción, es necesaria una decisión de la Comisión posterior al dictamen del Comité «Nitratos» que ayuda a la Comisión en la aplicación de la directiva. Las condiciones previas de toda exención son una designación adecuada de las zonas vulnerables a los nitratos y programas de acción en perfecta conformidad con la directiva.

Algunos países de la comunidad europea han presentado solicitudes a la comisión para poder aplicar dosis por arriba de la establecida ($170 \text{ kg nitrógeno ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) tal es el caso de países bajos que tiene autorización para una aplicación máxima anual de $230 \text{ kg nitrógeno ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en tierras con prados, de igual forma para Bélgica le fue autorizada una cantidad máxima de $250 \text{ kg nitrógeno ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para su aplicación en prados de la región de Flandes y 200 kg para cultivos de invierno,

casos similares se reportan para Alemania, Irlanda, Gran Bretaña e Irlanda del Norte e Italia para las regiones de (Emilia-Romaña, Lombardía, Piamonte y Véneto).

Cabe destacar que en su mayoría las exenciones aprobadas para los países mencionados se aprobaron para extensiones conformadas por prados intensivos en su mayoría, debido a una mayor captación de Nitrógeno.

Esta limitación ha sido interpretada como relevante y apropiada para todas las tierras con manejo orgánico según la regulación (EU 2092/91.) bajo la cual se rige la comunidad europea en materia de producción orgánica y por lo que el máximo de fertilización en producción orgánica principalmente por estiércol de ganado en estos países es de 170 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹

Resumen de la normatividad en materia del manejo de nitrógeno de los países más representativos en el esquema de producción orgánica: Austria- El aporte máximo de 170 kg de nitrógeno se reduce por el aporte de nitrógeno del ganado existente, de acuerdo con BIO ERNTE Standarts (entidad certificadora) para cultivos de campo. La diferencia en la cantidad de nitrógeno se multiplica por un factor dependiente de la velocidad de liberación de nutrientes de los fertilizantes orgánicos específicos (Hozzank, 2004):

- En el caso de los fertilizantes orgánicos con liberación lenta de nutrientes (estiércol de corral, abono o fertilizantes con una relación C / N de más de 25: 1) el factor es 0.7
- En el caso de los fertilizantes orgánicos con alta velocidad de liberación de nutrientes (gallinaza, excrementos líquidos de animales o fertilizantes con una relación C / N inferior a 25: 1) el factor es de 0.25

Dinamarca- La máxima cantidad permitida es de 140 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹ y es dependiente del cultivo, EC 2092/91 es la regulación principal (Eriksen, 2004)

Australia- La carga animal en el largo plazo no debe sumar más de 170 kg de nitrógeno por hectárea al año en forma de abonos y fertilizantes.

Argentina-La legislación orgánica argentina deriva de las Normas Básicas de la IFOAM y del Reglamento de producción orgánica de la Unión Europea 2092/91 (170 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹).

Alemania-El importe total de los fertilizantes aplicados puede, en general, no exceder 112 kg nitrógeno. De acuerdo con los servicios de extensión de Naturland (Entidad Certificadora) y en relación con los resultados del análisis del suelo y la demanda específica de la cosecha, más de 110 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹ se puede aplicar en invernaderos. Para las plantas perennes (incluyendo huertos), arbustos y árboles de navidad el límite es de 90 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹. En la viticultura se permite sólo 150 kg nitrógeno ha⁻¹ en tres años, mientras que en este último la cantidad de un año no puede exceder de 70 kg nitrógeno ha⁻¹. Naturland, Standards 2005.

Por otra parte la certificadora “BIOLAND” de acuerdo a sus estándares establece límites superiores para el importe de nitrógeno en varios sistemas de cultivo. La cantidad de estiércol permitidos por la Regulation EU 2092/91 restringe la aplicación a 170 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹ sin establecer una restricción por otro tipo de fertilizantes o sistemas específicos de producción, niveles arriba de 330 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹ son permitidos en la producción bajo invernadero, (BIOLAND STANDARDS 2005; Fragstein, 2004).

Suiza- La entidad certificadora “BIO SUISSE” limita el uso de nitrógeno a niveles efectivos requeridos por los cultivos, por otra parte la cantidad de fertilizante debe ser ajustada de acuerdo al sitio y las condiciones climáticas.

Las necesidades de fertilizantes se establecerán sobre la base de un equilibrio de nutrientes, teniendo en cuenta las necesidades de la planta en el sitio (potencial de rendimiento) y el suministro de nutrientes en el suelo. Se considerarán los resultados de los análisis de suelo o de plantas reconocidas.

La cantidad de estiércol aplicado por hectárea no podrá ser superior a 135 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹ y será clasificado de acuerdo a la capacidad de carga del suelo, la altitud y las condiciones topográficas.

Los límites para el uso de fertilizantes no sólo aplican para el estiércol sino de igual forma para la combinación de todos los fertilizantes usados en la granja. Los niveles no deben exceder las necesidades de los cultivos individuales. El Reglamento 2092/91 de la UE limita el uso de estiércol y nutrientes comerciales hasta un máximo de 170 kg ha⁻¹, pero no diferencia las necesidades individuales de los cultivos.

Republica checa- Los estándares de la certificadora “Pro-Bio” son más estrictos que el Reglamento de la UE 2092/91 en donde solo se permiten 110 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹, y para los cultivos perennes 90 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹.

Holanda-“SKAL” (certificadora en Holanda) ha establecido una norma máxima de 135 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹; estiércol de granja convencional y un máximo total de 170 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹, 35 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹ tiene que ser de origen agricultura orgánica

En relación con el uso de estiércol de granja, SKAL establece límites más bajos para el estiércol de origen convencional, mientras que el Reglamento 2092/91 de la UE sólo menciona "Necesidad reconocida por el organismo o autoridad de inspección, indicación de las especies animales".

Comparativa entre la normativas de la UE y Estados Unidos -Reglamento 2092/91 de la UE exige que la cantidad de estiércol aplicado anualmente no podrá exceder los 170 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹; Estados Unidos no establece un límite y establece restricciones en el tiempo entre la aplicación del estiércol crudo y la cosecha de los cultivos para el consumo humano; esto no es abordado por la UE, la cual exige fermentación controlada y o dilución adecuada de purines / orina; Estados Unidos establece restricciones sólo si se aplica en la tierra utilizada para un cultivo destinado al consumo humano. UE establece requisitos específicos para la capacidad de las instalaciones de almacenamiento de estiércol; Estados Unidos no lo hace. UE exige tener en cuenta la fuente de abono que permite el estiércol de las unidades de producción ecológica y la regulación de la cantidad de estiércol de las fuentes convencionales. UE prohíbe el estiércol de las "granjas industriales" (pero todavía permite que desde "la ganadería extensiva" bajo ciertas condiciones). Estados Unidos no aborda fuente estiércol ni la cantidad aplicada.

El codex alimentarius en relación al tema del nitrógeno-La Comisión del Codex Alimentarius, establecida por la FAO y la OMS en 1963, elabora normas, directrices y códigos de prácticas alimentarias internacionales a si mismo promueve la coordinación de todos los trabajos sobre normas alimentarias emprendidos por las organizaciones internacionales gubernamentales y no gubernamentales

Considerando que el Reglamento 2092/91 de la UE limita estrictamente la entrada de estiércol a un nivel máximo de 170 kg nitrógeno ha⁻¹, las directrices del Codex Alimentarius no establecen ningún límite para el nivel de entrada de nutrientes pero deja esto a las autoridades competentes:

“Las tasas de aplicación de estiércol deben ser a niveles que no contribuyan a la tierra y / o la contaminación de las aguas superficiales. La autoridad competente podrá establecer tasas máximas de aplicación de estiércol o de densidad. El calendario de aplicación y métodos de aplicación no deben incrementar el potencial de que corra hacia los estanques, ríos y arroyos”

Como las Directrices del Codex son una guía para la reglamentación internacional no tiene sentido establecer un límite máximo que sería aplicable en todo el mundo. Mientras que la directiva de nitratos (EEC no. 91/676) hace muy poco énfasis en la forma de especificar explícitamente cómo los países deben actuar en los esfuerzos para cumplir con estos requisitos, no proponen planes para regular la aplicación de estiércol en las normas 91/676, es decir, las tasas de aplicación en el rango de 170 a 210 kg nitrógeno ha⁻¹ han sido históricamente rechazadas (Harter, 2012).

La agricultura orgánica ha ido ganado terreno en nuestro país a través de las últimas dos décadas, cada vez son más los productores que se certifican bajo este esquema ya sea por el sobreprecio que se genera o por convicción, el producto que abarca el grueso de la superficie de producción orgánica en México ha sido liderado por el café, pero las hortalizas y frutas tropicales son producidas en mayor escala cada año. Se reporta que más del 90 por ciento de la producción orgánica de México se destina a la exportación y los destinos comerciales principales son la Unión Europea, Estados Unidos y Japón, por lo que las normas de producción aplicadas en México se adoptan de estos países. Dentro de las normas de producción de estos países la unión europea limita la aplicación de nitrógeno a 170 kg de nitrógeno por hectárea por año a través de la

aplicación de estiércoles, estos límites de aplicación provienen de leyes generadas en la comunidad europea que en esencia buscan evitar problemas de contaminación de las fuentes de agua, estas normas fueron formuladas para las condiciones particulares de esos países pero son adoptadas por los productores mexicanos cuando pretenden exportar a Europa.

2.3 Diferencias en la composición de los estiércoles

Los residuos orgánicos añadidos a la superficie del suelo o incorporados en el suelo se descomponen por la biomasa microbiana presente en el suelo o en los mismos residuos. Parte del carbono presente en los residuos en descomposición se transforma en CO₂ y una parte es asimilada por la biomasa microbiana que participa en la descomposición.

Para que la asimilación de carbono por parte de la biomasa microbiana se produzca, el nitrógeno también tiene que ser asimilado en una cantidad y esto está determinado por la relación C a N de la biomasa microbiana. Si la cantidad de N presente en el residuo orgánico en descomposición es más grande que la que requiere la biomasa microbiana, habrá mineralización neta de nitrógeno, pero si la cantidad de nitrógeno en el residuo es igual a la cantidad requerida no habrá mineralización neta de N (Corbeels *et al.*, 1999).

Los materiales orgánicos (incluidos los estiércoles) con similares relaciones C:N pueden mineralizar diferente cantidad de nitrógeno debido a las diferencias en la composición, algunos estudios han identificado grupos tales como polifenoles, proteínas, hidratos de carbono solubles, y compuestos similares a la hemicelulosa, celulósicos, y similares a la lignina, y se han relacionado a la descomposición de residuos (Thuriés *et al.*, 2002). La lignina es particularmente difícil de degradar y reduce la biodisponibilidad de otros componentes de la pared celular. En general no hay mineralización neta de residuos vegetales con una relación C: N mayor que 35: 1 (Jensen, 1989).

En el Cuadro 4 se muestra la relación Carbono a Nitrógeno de estiércoles de diferentes especies animales y sus respectivas compostas, se puede notar que existe variación entre diferentes especies y también dentro de las misma especie, existen coeficientes de variación elevados, lo que nos lleva a la conclusión que estos materiales orgánicos son muy heterogéneos entre sí en cuanto a su

relación C:N y no se debe cometer el error de generalizar esta relación para los diferentes estiércoles.

Cuadro 4. Valor promedio (C/N media), Coeficiente de variación (CV), Valor mínimo (C/N min.), Valor máximo (C/N máx.) y número de observaciones (No) para la relación carbono a nitrógeno de diferentes y compostas estiércoles. Fuente: elaboración propia.

ESPECIE	C/N MEDIA	CV	C/N MÍN.	C/N MÁX.	No
BOVINO LECHERO	14.08	19.0	8.9	18.0	11
BOVINO DE ENGORDA	15.59	27.9	10.3	22.7	16
CERDOS	8.4	40.8	2.9	16.0	24
POLLO DE ENGORDA	10.58	24.5	6.1	15.1	20
GALLINA POSTURA	6.38	19.1	5.1	8.1	5
OVINOS	15.54	31.1	10.9	25.6	8
COMPOST OVINO	12.18	21.0	9.7	15.7	5
COMPOST BOVINO ENGORDA	15.76	37.1	8.2	26.8	14
COMPOST POLLO ENGORDA	9.01	26.8	5.7	13.5	7
COMPOST BOVINO LECHE	14.73	34.0	8.5	26.0	15

La relación C:N carece de unidades al ser un cociente y está representada en base a peso seco.

La mineralización del nitrógeno presente en el estiércol es influenciado, entre otras cosas, por la variación en las fracciones de la fibra y la relación C: N (Kyvsgaard et al. 2000). Calderón *et al.* (2004) menciona que los estiércoles con relación C:N ≥ 19 causan inmovilización de nitrógeno en el suelo. Por otra parte Heal *et al.* (1997) menciona que las formas de C presente en las heces influye de forma importante a los procesos de descomposición y mineralización, por lo que análisis más detallados de los compuestos carbonados (hemicelulosa, celulosa, lignina, taninos, polifenoles) puedan describir el impacto de la composición química de los estiércoles sobre la mineralización de nitrógeno.

Por otro lado la digestibilidad de la dieta es un factor determinante para el valor que tomara la relación C: N del estiércol (Reijs *et al.*, 2007).

Se ha reportado que el estiércol producido a partir de dietas altas en fibra y bajas en proteínas tienen una relación C: N >16 y una baja concentración de nitrógeno en forma orgánica e inorgánica en comparación con dietas bajas en fibra y alta concentración de proteínas (Vliet *et al.*, 2007). Por otra parte Kulling *et al.* (2001) mencionan que relaciones altas de C: N en el estiércol están

relacionadas con decrementos en la pérdida de nitrógeno. Un objetivo común en la producción animal es proveer la cantidad y calidad correcta de proteínas para maximizar la producción al mínimo costo, cuando se busca hacer una mejora en el balance que existe entre la proteína suministrada en el alimento y satisfacer los requerimientos nutricionales del animal, se reduce el nitrógeno excretado por los animales.

Existe una amplia variación en el contenido de nitrógeno al comparar el estiércol de las diferentes especies (Cuadro 5), esto se debe en gran parte a que sus sistemas digestivos difieren entre sí, los bovinos y ovinos tienen un sistema digestivo similar y se diferencian de los cerdos y las aves en que tienen un rumen que les permite fermentar los alimentos ingeridos antes de que lleguen al estómago (abomaso), el rumen facilita un ambiente óptimo para la existencia y crecimiento de microorganismos, esta relación simbiótica permite a los rumiantes utilizar forrajes mucho más eficientemente que los no rumiantes debido a que las bacterias del rumen al digerir los carbohidratos y la celulosa son capaces de sintetizar aminoácidos a partir de otros compuestos nitrogenados no proteicos, la mayoría de la proteína presente en el forraje es altamente degradable. Los rumiantes, posteriormente digieren las bacterias y se aprovechan de los aminoácidos que elaboran, además los rumiantes, pueden aprovechar el nitrógeno de otras fuentes como la urea y de otros compuestos nitrogenados no proteicos.

Cuadro 5. Valor medio (Media %), Coeficiente de Variación (CV), Valor mínimo (Min), Valor Máximo (Max) y Numero de observaciones (No) del contenido de nitrógeno de los estiércoles.

ESTIERCOL TIPO	Media (%)	CV	Mín.	Máx.	No
Bovino de leche	1.6	40.4	0.5	2.8	22
Pollo de engorda	2.9	23.4	1.5	3.9	12
Cerdos	4.8	34.8	2.5	7.7	19
Bovino de engorda	2.5	27	1.5	4.2	16
Borrego	2.7	41	1.5	5	13
Gallina de postura	3.7	29.5	2.2	5.4	13
Compost pollo engorda	1.8	21.7	0.9	2.7	21
Compost gallinaza	5.1	8.85	3.9	5.7	11
Compost bovinos	2.5	31.4	1.5	4.2	22

El contenido de nitrógeno está expresado en porcentaje y esta expresado en base a peso seco.

La concentración de nitrógeno en excretas de rumiantes disminuye conforme la digestibilidad de las raciones aumenta (Kyvsgaard *et al.*, 2000; Sørensen *et al.*, 2003), esto se debe a que el grado de fermentación del intestino posterior es afectado por la fuente de carbohidratos (Larson, 1992). En dietas con proporciones de inclusión >50 % de pajas de cereal, debido a la alta proporción de paredes celulares (alta FDN), alto contenido de lignina dentro de las paredes, y bajo contenido de proteína, se reduce el valor nutritivo de la ración y resulta en una relación C: N >26 en estiércol de bovinos (Vliet *et al.*, 2007).

De acuerdo a Bierman *et al.* (1999) los novillos alimentados con diferentes fuentes de carbohidratos tienen diferente distribución del nitrógeno excretado entre heces y orina, así mismo reporta que el nitrógeno urinario se encuentra en un rango de 25 a 44% del nitrógeno consumido y el nitrógeno fecal en un rango de 22-34%.

Los estudios realizados por Kebreab *et al.* (2001) muestran que un incremento en el contenido de energía fermentable en la dieta con un consumo similar en el nivel de nitrógeno, resulta en una mayor excreción de nitrógeno en las heces e incluso una disminución más pronunciada en el nitrógeno excretado por micciones. En contraste, cuando el consumo de dietas con niveles de alta energía es elevado, se incrementará la tasa de paso de las fracciones y resultará en menores fracciones de materia seca fermentada en el rumen con una consecuente alta eficiencia de síntesis de proteína bacteriana y disminución de nitrógeno en las excretas (Dijkstra *et al.*, 2007).

Por otra parte cuando las tasas de producción bacterianas son limitadas, por ejemplo, debido a un suministro limitado de carbono (energía degradable), y una cantidad alta nitrógeno presente, parte de la proteína no será utilizada para la producción de biomasa bacteriana, pero será mineralizada, lo que puede resultar en altas concentraciones nitrógeno inorgánico en la materia fecal, esto también puede ser ocasionado debido al reciclaje que se da en forma natural en los rumiantes cuando el nitrógeno en forma de urea que entra al rumen con la saliva o proveniente del intestino grueso, limita el crecimiento de las bacterias por falta de carbono (Vliet *et al.*, 2007).

De acuerdo a Powell *et al.* (2006) las vacas lecheras utilizan el nitrógeno de los alimentos más eficientemente que cualquier otro ganado rumiante. Esta eficiencia se debe a la habilidad de los rumiantes para reciclar el nitrógeno desde el tracto gastrointestinal en lugar de excretarlo directamente (Marini & Amburgh, 2005).

Cuando existe una deficiencia de nitrógeno en la dieta se presenta un efecto negativo en la digestibilidad de los nutrientes, encontrando en las heces cantidades significativamente más altas ($p < 0.05$) de FDN, hemicelulosa y nitrógeno dietario en comparación de las excretas provenientes de dietas balanceadas en nitrógeno, reflejando las dietas deficientes de nitrógeno, relaciones C:N superiores, esto se puede deber a que cuando el nitrógeno ruminal es deficiente, la fermentación de la fibra y el rendimiento microbiano puede ser deprimido (Jost *et al.*, 2013).

Cuando se suplementa con Urea a las dietas deficientes de nitrógeno se espera un incremento en el crecimiento de la microbiota del rumen y su actividad fermentadora, lo cual causaría una mejor fermentación de FDN y hemicelulosa en el rumen y por consiguiente una menor concentración en las heces (Griswold *et al.*, 2003).

Cuando en la dieta existe una cantidad balanceada de carbohidratos degradables, con el contenido de nitrógeno, los microorganismos pueden utilizar una gran fracción de esta proteína y mantener el nitrógeno en forma orgánica, consecuentemente existe menos nitrógeno en las heces (Vliet *et al.*, 2007).

Vliet *et al.* (2007) al probar varias dietas en bovinos variando el contenido de fibra y proteína encontraron que no había diferencias significativas entre tratamientos en cuanto a la cantidad de nitrógeno inorgánico presente en los mismos, también encontraron que la degradabilidad de la proteína de la dieta afecta marginalmente el contenido de nitrógeno en las heces de bovinos, sin embargo se da un cambio en la excreción de nitrógeno, desde la orina hacia las heces.

Bierman *et al.* (1999) al comparar 3 dietas en novillos (gluten de maíz, forraje y alimento concentrado) reportan que con la dieta de gluten de maíz existe mayor excreción de materia orgánica (190%) y nitrógeno (168%), sin embargo el consumo voluntario de esta dieta en comparación con las otras fue mayor ($P < 0.05$). La reducción de proteína cruda de 200 a 150 g kg⁻¹ en materia seca disminuye la excreción de nitrógeno en las heces bovinas en un 21% y 66% en la orina (Vliet *et al.*, 2007).

Powell *et al.* (2006) analizaron el estiércol proveniente de diferentes dietas típicas para vacas lecheras, encontrando que los estiércoles provenientes de dietas a base de silo de alfalfa producen

mayores niveles de nitrógeno inorgánico en el suelo en comparación de los suelos que son enmendados con estiércol proveniente de silo de maíz, especialmente suelos enmendados con estiércol proveniente de dietas a base de silos bajos en proteína cruda.

Por otra parte el sistema digestivo de las especies monogástricas de interés pecuario (cerdos y aves) se basa principalmente en el uso de enzimas generadas por el propio organismo, por lo tanto en estos sistemas de producción se utilizan granos, harinas y otras fuentes de proteína distintas a las pasturas, para suministrar proteína, energía, y de esta forma cubrir las demandas de aminoácidos incluyendo los que el animal no puede sintetizar (aminoácidos esenciales).

El nitrógeno es un elemento esencial para la producción animal y este se suministra en la dieta de los animales en forma de proteínas, las proteínas de todos los organismos, a excepción de unas pocas bacterias, están formadas por veinte aminoácidos: ácido aspártico, ácido glutámico, alanina, arginina, asparagina, cisteína, fenilalanina, glicina, glutamina, histidina, isoleucina, leucina, lisina, metionina, prolina, serina, treonina, tirosina, triptófano y valina.

De estos veinte aminoácidos hay ocho (fenilalanina, isoleucina, leucina, lisina, metionina, treonina, triptófano y valina) que el metabolismo de los no rumiantes no puede sintetizar a partir de otros ingredientes, por lo que deben estar obligatoriamente en la dieta, estos ocho aminoácidos se han clasificado como aminoácidos esenciales.

El mayor impedimento para alcanzar acercarse a un balance perfecto en la nutrición es el costo del alimento y el consecuente beneficio económico de las explotaciones, debido a que la mejora en la formulación de las proteínas en las raciones, requiere la adquisición de alimentos más caros (Rotz, 2004).

El contenido de proteína presente en las semillas varía desde 10% en cereales hasta 40% en algunas leguminosas y oleaginosas (peso seco) y se pueden encontrar varios grupos de proteínas presentes diferenciadas por la proporción de sus aminoácidos, por ejemplo el bajo contenido de lisina, treonina y triptófano en varias semillas de cereales, de cisteína y metionina en semillas de leguminosas limita la calidad nutricional de estas semillas para animales monogástricos (Shewry *et al*, 1995). Debido a esto se utilizan otras fuentes nitrogenadas como las harinas de origen animal que puedan cubrir estas necesidades nutricionales de forma balanceada, con una consecuente

excreción de mayor cantidad de nitrógeno en las heces y una conversión ineficiente de los alimentos.

Las proteínas vegetales, en general, son de bajo valor biológico para los no rumiantes, excepto la harina de soya que se considera la mejor fuente vegetal de proteínas. En cambio, los alimentos de origen animal con alto contenido de proteína (hasta 70 %) como la harina de huesos, harina de pescado, harina de sangre etc., son ricos en proteínas de alto valor biológico útiles para balancear las raciones compuestas por alimentos vegetales.

La cantidad y composición de fibra usada en las dietas de cerdos son variables, en algunos sistemas los cerdos tienen acceso a pajas y esto influye en la composición y cantidad de nitrógeno en el estiércol (Sørensen & Fernandez, 2003)

Prapasongsa *et al.* (2009) encontraron que el contenido de nitrógeno en las heces de cerdos en etapa de engorda es relativamente alto en relación al contenido de nitrógeno de la dieta, mientras el contenido de almidón y azúcares en las heces es muy bajo, esto lo atribuyen a la capacidad de fermentar carbohidratos del intestino grueso, por otra parte encontraron que la excreción de nitrógeno en las heces fecales es significativamente mayor en relación con un incremento en contenido de fibra de la dieta, debido a una reducida digestibilidad del nitrógeno y una mayor excreción de proteína microbiana.

Kerr *et al.* (2006) reporta que al incrementar el contenido de celulosa en la dieta incrementa el contenido de C en los estiércoles de cerdos, debido a su falta de capacidad para degradarla. Las dietas bajas en proteína cruda, combinado con una reducción en la digestibilidad de la dieta, ocasionan una reducción en la excreción de nitrógeno y por consiguiente se incrementa la relación C:N de los estiércoles (Marini & Amburgh, 2005).

Se ha reportado por Kerr y Easter (1995) que la excreción de nitrógeno en cerdos decrece en promedio 8.4% por cada unidad porcentual de proteína que se reduce en la dieta, principalmente en forma de urea urinaria.

La reducción de proteína cruda en la dieta de los cerdos acompañado por una suplementación con aminoácidos tiene el potencial de alterar el nitrógeno excretado, las formas químicas del nitrógeno excretado, amonio vs nitrógeno-orgánico (Sutton *et al.*, 1999) y la relación de nitrógeno urinario a fecal (Zervas & Zijlstra, 2002). Cuando en las dietas de cerdos se incluyen más carbohidratos fermentables, más nitrógeno será excretado vía heces en forma de proteína bacteriana (Morgan & Whittemore, 1998; Canh *et al.* 1997).

El contenido de nitrógeno de las heces frescas se ve influenciado por la composición de los alimentos y la capacidad de conversión del ganado, para evitar una excesiva excreción de nitrógeno en aves y cerdos, algunos productores proporcionan dietas reducidas en contenido de proteína bruta y con niveles más altos de aminoácidos suplementarios (Liang *et al.*, 2004).

A medida que los animales crecen, sus necesidades de nutrientes cambian debido a que se encuentran en diferente etapa fisiológica, por eso se suministran alimentos por etapas en donde generalmente en las primeras fases de la vida de los animales, la concentración de proteína en el alimento debe ser mayor, además de que la eficiencia de conversión del animal también es mayor, por ejemplo la engorda de cerdos se suele dividir en 4 fases: iniciación, crecimiento, desarrollo y engorda, suministrando 21, 16, 14 y 12% de proteína respectivamente en el alimento, lo que se traduce en variaciones del contenido de nitrógeno en las heces.

En granjas de producción de leche, 20-30% del nitrógeno consumido por el hato se deposita en la leche y la carne producida y el resto se elimina en forma de excretas, las vacas alimentadas únicamente con pasturas están en el nivel más bajo de este rango y para el caso de los bovinos de engorda en pastoreo esta eficiencia de uso de nitrógeno se reduce a menos del 10% , en cerdos y aves en donde las necesidades de proteína de los animales pueden ser cubiertas con mayor precisión, esta eficiencia es del 30-40% , el límite teórico de eficiencia de utilización del nitrógeno reportado es de 50 % (Rotz, 2004).

El nitrógeno que se encuentra en los estiércoles frescos se puede encontrar en forma orgánica e inorgánica, pero la proporción de cada uno respecto al total es muy variable, aunque siguen una tendencia general respecto a la especie y el propósito. Para el caso de purines (heces mezclados con estiércol) de bovinos 50% del nitrógeno está presente en forma de amonio y en purines de cerdo 65%, el estiércol fresco de aves de corral es rico en nitrógeno total (hasta 5.5 %), con cerca

del 50% del total presente en formas disponibles, tales como NH_4 y ácido úrico (Anon, 2000). Esto concuerda con lo argumenta Canh *et al.* (1998b), quienes mencionan que los cambios en el tipo y contenido de proteínas y polisacáridos de la dieta alteran la composición del estiércol fresco.

De acuerdo a Hatfield *et al.* 1998, las diferencias en composición de los estiércoles de cerdos son ocasionadas por los métodos de colección, dilución y almacenamiento en las granjas de producción de los Estados Unidos y no lo atribuye a la alimentación debido a que la dieta es muy similar en las diferentes granjas.

En la literatura se reporta una amplia gama de pérdidas de nitrógeno y de emisión de NH_3 (perdidas por volatilización) durante la descomposición aeróbica de estiércol. La principal forma de N volátil es NH_3 y estas emisiones comienzan desde que los animales excretan su heces y entran en contacto físico con la orina, la urea urinaria es la principal fuente de NH_3 volatilizado durante los primeros días de almacenamiento (Thomsen, 2000). La ureasa juega un papel esencial durante el proceso de volatilización, esta enzima es producida por los microorganismos presentes en las heces y reacciona con urea urinaria para formar NH_3 , este proceso es casi inmediato.

La actividad de la ureasa se manifiesta por debajo de 10°C , pero se incrementa exponencialmente a temperaturas más altas, si el pH del estiércol se mantiene por debajo de 6, las emisiones de amoníaco serán bajas, a pH mayor de 7 aumentaran, gran parte del nitrógeno excretado por las aves se encuentra en forma de ácido úrico y se requiere otros procesos de transformación antes de que exista volatilización, por lo que este proceso puede ser más lento en comparación del estiércol de otras especies.

Los estiércoles almacenados por varios meses o más tiempo, pasan por procesos de humectación y secado a medida que se acumulan en los pisos de corral, de esta forma pierden nitrógeno por volatilización; el nitrógeno restante es más estable o resistente a la mineralización (Pratt & Castellanos, 1981)

Por ejemplo, Szántó *et al.* (2007) reportan pérdidas de nitrógeno total en un rango de 3 a 75% del nitrógeno inicial, debido principalmente a emisiones de NH_3 . Estas cifras son muy parecidas a lo que reporta Rotz (2004), quien menciona que las pérdidas por volatilización de nitrógeno están en el rango de 4 a 70%. Las emisiones de NH_3 durante el almacenamiento de estiércol son controladas por varios factores entre los que se encuentran: temperatura, velocidad del aire, relación carbono

a nitrógeno, superficie del piso , contenido de humedad, el contenido de NH_4 y el pH del propio estiércol, pero este contenido de NH_4 puede ser ajustado por un cambio en el contenido de proteína y una modificación del pH con la adición de sales acidificantes o cambiando la composición de los carbohidratos en la dieta de los animales (Velthof *et al.*, 2005).

Canh *et al.* (1998a), encontraron que las emisiones de amoníaco en estiércoles almacenados de cerdos decrecen en un intervalo de 10 a 12.5% por cada unidad porcentual en que se disminuye la proteína cruda contenida en la dieta.

Los estiércoles producidos bajo esquemas de producción orgánica tienden a contener menos nitrógeno disponible; 5 a 11% de nitrógeno total (Shepherd, 1993), esto lo atribuyen a que el ganado se alimenta con forrajes que tienen menor contenido de nitrógeno en comparación con la ganadería convencional en donde se hace uso de alimentos concentrados como suplementos alimenticios a base de granos y harinas con alto porcentaje de proteína.

En sistemas de producción ganadera de forma convencional, alrededor del 25% del nitrógeno total presente en el estiércol de bovinos se encuentra en forma mineral cuando el material es retirado del corral. Esto puede reducirse a un valor de 10% después de almacenamiento de 6 a 18 meses, debido a la inmovilización y las pérdidas por volatilización y lixiviación (Powlson *et al.*, 1994).

Para las aves que están alojadas en jaulas elevadas del suelo, el estiércol sólido se almacena en el nivel inferior de las jaulas alrededor de un año antes de que sea retirado, para las instalaciones que cuentan con bandas, el estiércol se recoge sobre la banda y se retira continuamente. De acuerdo a Rotz (2004) hasta más de la mitad del nitrógeno excretado se pierde en las instalaciones de vivienda de los animales, pero esta pérdida se puede disminuir a través de la eliminación frecuente del estiércol, evitando camas profundas y acumulación de estiércol en corrales de engorda.

La forma en que los estiércoles son almacenados afectara el contenido de nitrógeno en el mismo por efecto de volatilización, uno de los factores que influyen en este efecto durante el almacenaje de estos materiales es el contenido de materia seca. Los métodos de almacenamiento se categorizan de acuerdo a su contenido de materia seca en solidos (>15%), lodos (7-15%) y líquidos con un contenido menor de 7%.

Las pérdidas de nitrógeno en estiércol de aves de engorda se puede disminuir si se seca en al menos un 50% de materia seca (Rotz, 2004). De acuerdo a Groot (1994) las mínimas emisiones de NH_3 se logran si se llega a un 60% de materia seca dentro de las primeras 50 horas después de la excreción.

Técnicas tales como tratamiento con ácidos al estiércol, barridos con aire, y diseño de pisos para separar las heces de la orina reducen substancialmente las pérdidas de nitrógeno por volatilización, pero resultan imprácticas o no viables económicamente para uso general (Rotz, 2004).

En la literatura se reporta un rango amplio de perdidas de nitrógeno cuando el estiércol sólido es compostado, pero en general los estudios muestran un pérdida del 40% del nitrógeno inicial (Rotz, 2004).

Chadwick *et al.* (2000) concluyeron que el nitrógeno total contenido y las formas de nitrógeno en el estiércol tienden a variar en relación al tipo de animal, la edad, la dieta y las prácticas de manejo del estiércol.

Pratt y Castellanos (1981) mencionan que la tasa de mineralización del nitrógeno orgánico contenido en los estiércoles depende del origen, el tratamiento y las condiciones ambientales del suelo. Por tanto se puede notar que tenemos por una parte, variación en el contenido de nitrógeno y simultáneamente una diferente mineralización por la forma en que esta presente el nitrógeno, que al final se traduce en una disponibilidad heterogénea de nitrógeno para las plantas.

El contenido de nitrógeno y la relación carbono a nitrógeno son de especial importancia para diferenciar a los materiales orgánicos como fuente de nitrógeno, estas propiedades nos ayudan a determinar la cantidad del nutriente que será disponible para el cultivo a lo largo de un ciclo, estos valores están influidos por varios factores: especie animal, edad, etapa fisiología del animal, calidad de la dieta (calidad de los carbohidratos, proteínas y proporción de ambos en la dieta). En general el estiércol de especies rumiantes cuentan con el valor de relación carbono a nitrógeno más alta (14, por otra parte el contenido de nitrógeno en porcentaje es menor ($< 2.5\%$) en comparación del porcentaje de nitrógeno contenido en estiércol de aves y cerdos ($>3\%$), el manejo de los estiércoles (colección, dilución y almacenamiento) también influye en su composición debido a que el contenido de nitrógeno y la relación carbono a nitrógeno se modifica en menor o mayor medida después de ser excretada, principalmente por perdidas de nitrógeno en forma de amoníaco y

perdidas de CO₂-C por procesos de respiración y principalmente durante el composteo, la temperatura y la humedad son las variables que influyen en mayor medida en las pérdidas de nitrógeno y carbono.

2.4 Uso óptimo del nitrógeno por los cultivos

De acuerdo a Katroschan *et al.* (2014), para tener un uso óptimo del nitrógeno, debe existir una sincronía entre la mineralización del nitrógeno y la absorción del cultivo, sin embargo, habrá pérdidas por lixiviación, una fracción de nitrógeno no estará disponible, otra fracción servirá a cultivos subsecuentes, y una última será resistente a la mineralización, estos autores midieron el efecto del nitrógeno residual en un sistema de rotación de cultivos, primero enmendaron con harina de semillas de lupino, posteriormente sembraron col blanca y por último sembraron remolacha en donde se reflejó el efecto del nitrógeno residual, obteniendo como resultado que el lupino y la col suministraron a la remolacha 18 y 63% correspondientemente del nitrógeno total contenido en los residuos vegetales.

Para utilizar los nutrientes de los estiércoles de forma efectiva se requiere conocimiento de: los requerimientos y pico de demanda de nutrientes por parte de los cultivos, el suministro del suelo, el contenido de nutrientes de los estiércoles y disponibilidad de sus nutrientes (Chadwick *et al.*, 2015)

Delin y Engstrom (2010) mediante incubaciones, compararon la mineralización de estiércol de aves y bovinos, reportando que el estiércol líquido y sólido de bovino lechero tiene una tasa de mineralización neta muy lenta después de la aplicación, en contraste con esto, el estiércol de pollo presenta una tasa de mineralización rápida en el intervalo de 30-50 días después de ser aplicado, con una mineralización de hasta 65% del nitrógeno total, pasado este tiempo la mineralización neta cesa, por lo que recomiendan aplicar esta enmienda por lo menos un mes antes de que termine el consumo de nitrógeno por parte de la planta, para el caso de los estiércoles líquidos de ganado lechero al tener alto contenido de amonio pueden ser aplicados en el momento de mayor demanda del cultivo para evitar que esta fracción se pierda por lixiviación, por el contrario el estiércol sólido de ganado lechero al tener bajo contenido de nitrógeno mineral y lenta tasa mineralización se recomienda aplicarlo fuera de la temporada del ciclo del cultivo.

Delin (2011), evaluó durante tres años, el valor de sustitución de fertilizante de dos estiércoles (pollo de engorda y gallina de postura) sobre el rendimiento de cebada, con dos tiempos de aplicación (durante la siembra y un mes antes de la siembra), en conjunto realizó incubaciones en campo para determinar la tasa de mineralización, de esta manera señala en sus resultados que el valor de sustitución de fertilizante nitrogenado mediante las enmiendas se encuentra en un rango de 30-40% del contenido total de nitrógeno, también indica que la mineralización neta de ambos materiales duró de 6 a 8 semanas antes de que cesara, no hubo diferencias significativas para rendimiento por efecto de la fuente del estiércol a pesar de tener una composición química contrastante, por otra parte el efecto que tuvo el tiempo de aplicación de la enmienda sobre el rendimiento fue variable, en unos años se tuvo mejor rendimiento al aplicar durante la siembra y en otros al aplicar semanas antes, este resultado lo atribuye a diferencias en temperatura y humedad entre los diferentes años y consecuentemente diferencias en la tasa de mineralización e inclusive pérdidas por volatilización, el efecto residual que se obtuvo en la extracción de nitrógeno por un cultivo de avena después de un año de la aplicación correspondió a 3% del nitrógeno total aplicado.

Azeez y Averbek (2010) realizaron incubaciones en laboratorio para estudiar la mineralización del estiércol de pollo, vaca y cabra en una dosis de 120 kg nitrógeno ha⁻¹, en promedio para los tres tipos de estiércol hubo un patrón de comportamiento que se dividió en 4 fases: (1) una fase inicial de rápida mineralización en los primeros 30 días, (2) esta fase se dio entre los 40 -55 días y se distinguió por una mineralización neta de forma constante, (3) un declive en la mineralización entre los días 70-90 y (4), en esta última fase se presentó un incremento de la mineralización a los 120 días y lo atribuyen a la descomposición de la pared microbiana, de acuerdo a estos resultados los autores recomiendan que para tener una sincronización se debe considerar que el pico de demanda del cultivo se encuentre entre los 40 y 55 días de haber aplicado la enmienda al suelo.

En un experimento realizado por LI y LI (2014) en donde incubaron durante 161 días estiércol de pollo, cerdo y bovino, provenientes de 9 diferentes granjas en china, reportan en promedio una mineralización rápida en el periodo de 56-84 días de incubación, ocurriendo mineralización neta a los primeros 7 días de incubación para el caso de estiércol de cerdos y aves, en contraste con esto la mineralización neta de los estiércoles de bovinos tomo lugar hasta el intervalo de 84-112 días de incubación ,por otra parte se presentó inmovilización neta de nitrógeno antes de los 28 días, en todo el periodo de incubación el nitrógeno contenido en formas orgánicas se mineralizo a una razón

de 21, 19 y 13% para el estiércol de pollo, cerdo y bovino respectivamente, estas diferencias en el porcentaje de nitrógeno orgánico que fue mineralizado se atribuyen a la relación carbono nitrógeno de cada material, los estiércoles de bovino tenían relaciones $c/n > 20$ al inicio de las incubaciones y en los estiércoles de aves y cerdos fue de menos de 16, en consecuencia estos últimos se mineralizaron más rápido, por otra parte el nitrógeno contenido en los aminoácidos contribuyó mayormente al nitrógeno mineralizado en comparación con el nitrógeno contenido en forma de amonio, estos autores recomiendan aplicar estas enmiendas al menos un mes antes de la siembra para que se dé la sincronización entre la mineralización y la absorción del cultivo.

En la rotación de cultivos, los abonos verdes tienen potencial para agregar nitrógeno al suelo e incrementar la producción de biomasa de los cultivos subsecuentes, ya que son una fuente de formación de materia orgánica en el suelo, sin embargo se debe considerar la relación C/N y en especial la relación lignina/nitrógeno (Raphael *et al.*, 2016).

Existe una tendencia al incremento del rendimiento de grano en cereales, por el efecto de abonos verdes (Doltra y Olesen, 2013), los mismos indican que existe un gran potencial para mejorar los rendimientos de cereales en sistemas de producción orgánica a través de mejoras en el manejo como la proporción de leguminosas, la selección de especies o variedades mejor adaptadas a los tiempos de operación y rotación (especies que tengan una tasa de mineralización elevada después de ser incorporadas al suelo y concuerde con la demanda de nitrógeno del cultivo subsecuente).

La alta proporción de leguminosas en los sistemas de producción orgánica, es responsable de que la fijación biológica de nitrógeno sea la entrada más importante cuando se practica la rotación de cultivos, en los cultivos producidos orgánicamente sin propósito de alimentación animal, la fijación biológica de nitrógeno suministra $66 \pm 21\%$ de las entradas totales de nitrógeno, las entradas exógenas (compost y fertilizantes orgánicos) están limitadas al $26 \pm 21\%$ (Anglade *et al.*, 2015).

Considerando que la mineralización de los materiales orgánicos depende de temperatura y humedad, el rendimiento y la calidad se puede ver afectado por la estación del año y las condiciones climatológicas debido a bajas tasas de mineralización de nitrógeno y una consecuente disminución en el aporte de nitrógeno mineral a la planta, en comparación con sistemas de producción convencional en donde la fertilización nitrogenada es en forma inorgánica principalmente (Campiglia *et al.*, 2015), estos autores al comparar ambos sistemas de producción en trigo,

obtuvieron una calidad superior en cuanto a la vitrosidad y características del gluten en el sistema de producción convencional, atribuyendo la menor calidad del trigo producido orgánicamente , a menor disponibilidad de nitrógeno durante el ciclo, ocasionado por condiciones de clima entre otros factores.

Este efecto concuerda con lo encontrado por Palmer *et al.* (2013), quienes compararon el rendimiento de papa en producción orgánica vs convencional, encontrando una disminución en el rendimiento de los tubérculos producidos orgánicamente, con valores de nitrógeno más bajos (30%), este comportamiento lo atribuyen a un bajo suministro de nitrógeno, debido a una lenta mineralización de la composta utilizada (composta de estiércol bovino), ocasionada por efectos climáticos.

Abbas *et al.* (2014) utilizando bio-preparados a base de rizobacterias (*Azospirillum brasilense*, *Azotobacter*, *chroococcum*, *Enterobacter agglomerans* and *Pseudomonad putida*) aplicados a los tubérculos de papa, encontraron que los requerimientos de nitrógeno del cultivo fueron cubiertos en un 50% gracias a la fijación por parte de algunas de las bacterias ocupadas.

La relación carbono a nitrógeno y el contenido de nitrógeno nos ayuda a aproximar la oferta de nitrógeno para el cultivo como consecuencia de la aplicación de enmiendas, por otra parte se debe cuidar que se dé el proceso de sincronía entre la absorción por parte del cultivo y la mineralización de nitrógeno en el cultivo y así evitar pérdidas o deficiencias de nitrógeno en el cultivo. Por lo anterior el conocimiento de la demanda de nitrógeno y el pico de demanda durante el ciclo de cultivo son imprescindibles, así como también la oferta del suelo. Se reporta que en general la tasa de mineralización de nitrógeno es mayor en estiércol proveniente de ave y cerdo en comparación con especies rumiantes debido a un menor valor en la relación carbono a nitrógeno, algunos materiales orgánicos pueden causar un efecto contrario al esperado por tener relación carbono a nitrógeno mayor causando inmovilización inicial de nitrógeno, las variables de temperatura y humedad siempre se deben en tomar en cuenta cuando se fertiliza con materiales orgánicos como fuente de nitrógeno.

2.4.1 Respuesta del Cultivo a la Aplicación de nitrógeno

Dordas *et al.* (2008), durante tres años compararon la fertilización orgánica vs inorgánica en maíz, aplicando 240 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹ en forma de estiércol líquido de bovinos y 260 kg nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹ en forma de urea respectivamente , más un tratamiento testigo sin ningún tipo de fertilización , al analizar el rendimiento en grano no encontraron diferencias significativas durante los dos primeros años, en el tercer año el rendimiento del testigo fue inferior (8.7 t ha⁻¹) en comparación de los tratamientos de estiércol líquido y urea los cuales presentaron un rendimiento de 13.7 y 14.9 t ha⁻¹, respectivamente. No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos, respecto a la extracción de nitrógeno. Estos autores atribuyen la ausencia de diferencias a la presencia de altos niveles de nitrógeno mineral en el suelo durante los dos primeros años, asociado a efectos residuales de años anteriores al experimento.

Berenguer *et al.* (2008) compararon durante cuatro años la fertilización orgánica con la fertilización inorgánica y la combinación de ambas, en la fertilización orgánica utilizaron dos dosis de estiércol líquido de cerdo (217 y 434 kg nitrógeno ha⁻¹), para el caso de la fertilización mineral utilizaron nitrato de amonio a 100 y 200 kg nitrógeno ha⁻¹ y las combinaciones posibles entre ambos tipos de fertilización, durante el primer año no encontraron respuesta de rendimiento debido a la fertilización, lo cual atribuyen al contenido inicial de NO₃-N del suelo, la respuesta a la fertilización fue observada gradualmente a través del tiempo conforme el NO₃-N en suelo disminuyó. El maíz fertilizado con estiércol líquido de cerdo a una dosis de 434 kg nitrógeno ha⁻¹ produjo los rendimientos mayores (12 a 16 t ha⁻¹), sin embargo estos autores mencionan que este tratamiento puede generar problemas por contaminación de nitratos en zonas vulnerables, de acuerdo a la directiva de nitratos europea (1991), por lo que sugieren fertilizar con 217 kg nitrógeno ha⁻¹ a través de estiércol líquido de cerdo combinada con 100 kg nitrógeno ha⁻¹ de fertilizante mineral para no rebasar los límites que impone dicha norma. En el tratamiento combinado con la dosis mayor de nitrógeno (434 kg nitrógeno ha⁻¹ de estiércol líquido + 200 nitrógeno ha⁻¹ de fertilizante inorgánico) la extracción de nitrógeno en el grano fue superior a todos los tratamientos en una rango de 155 a 215 kg nitrógeno ha⁻¹, lo que sugiere ser un consumo de lujo de nitrógeno. Estos autores sugieren realizar análisis del contenido inicial de nitratos en el suelo, antes de dar recomendaciones de fertilización.

Biau *et al.* (2012) compararon los efectos a largo plazo (9 años) de la fertilización orgánica vs mineral sobre la productividad de maíz de riego, utilizaron dos tratamientos; estiércol líquido de cerdo a una dosis de 315 kg nitrógeno ha⁻¹ y fertilizante mineral (300 kg nitrógeno ha⁻¹), de esta forma reportan que en promedio de todos los años, el fertilizante mineral tuvo mayor efecto sobre el rendimiento (15.8 t ha⁻¹) en comparación con el estiércol líquido (12.2 t ha⁻¹), este último resultado lo adjudican a que el nitrógeno del estiércol líquido no fue utilizado eficientemente por el cultivo debido a pérdidas por volatilización. En otro sentido después de 8 años de fertilización observaron un declive en la cantidad de NO₃ residual en el tratamiento testigo y estiércol líquido, por el contrario el tratamiento con fertilizante mineral incrementó de 279 a 439 kg nitrógeno ha⁻¹, lo que sugiere que puede existir riesgo de lixiviación de nitrógeno.

Eghball y Power (1999) evaluaron durante cuatro años el efecto de la aplicación de estiércol fresco y compostado en el rendimiento de grano de maíz y la extracción de nitrógeno con dos manejos diferentes; cero labranza y labranza convencional. El estiércol fresco de bovino se aplicó a una dosis de 370 kg nitrógeno ha⁻¹, el segundo tratamiento composta de estiércol a una dosis de 380 kg nitrógeno ha⁻¹ y nitrato de amonio en un tercer tratamiento (151 kg nitrógeno ha⁻¹), no se encontró diferencias de rendimiento por efecto de tipo de fertilización o sistema de labranza, en promedio para todos los años el tratamiento con fertilizante mineral resultó en un rendimiento de 7.03 t ha⁻¹ en comparación con los tratamientos con fertilización orgánica (6 t ha⁻¹).

Srinivasan *et al.* (2014) estudiaron la influencia de fertilizantes orgánicos en el rendimiento y calidad en col, posteriormente midieron el efecto acumulado y residual en elote, los fertilizantes se aplicaron a una dosis de 100 kg nitrógeno ha⁻¹, las fuentes orgánicas consistieron en: estiércol de bovino, vermicompost, estiércol de aves, residuos de la extracción de aceite de neem y combinaciones entre estos, también utilizaron urea como fuente mineral de nitrógeno. El rendimiento de col que mayor rendimiento alcanzó fue gracias a la aplicación de urea (38.9 t ha⁻¹) el cual fue comparable con el rendimiento alcanzado con 50 kg nitrógeno ha⁻¹ estiércol de ave +50 kg nitrógeno ha⁻¹ neem, el cual fue de 37.9 t ha⁻¹, este último tratamiento también reflejó el mayor contenido de proteína en col (18.17%) en comparación de las otras fuentes de nitrógeno ocupadas. Por otra parte el tratamiento con urea ocasionó la mayor extracción de nitrógeno, la cual fue de 44.08 kg nitrógeno ha⁻¹; entre los tratamientos orgánicos, el tratamiento 50 kg nitrógeno ha⁻¹ estiércol de ave +50 kg nitrógeno ha⁻¹ neem y 50 kg nitrógeno ha⁻¹ estiércol de bovino +50 kg

nitrógeno ha^{-1} estiércol de ave, fueron los que más extrajeron nitrógeno (37.2 y 38.8 kg ha^{-1} respectivamente). El efecto residual del tratamiento de estiércol de ave + neem aplicado anteriormente a col, ayudó a tener el rendimiento superior en elote (4.71 t ha^{-1}) el cual fue similar estadísticamente al tratamiento de estiércol de bovino + neem (4.57 t ha^{-1}), estos autores atribuyen este efecto de residualidad de nitrógeno a una lenta descomposición de estos materiales, pero que suministró nutrientes al elote durante todo el ciclo.

Abbasi *et al.* 2010 examinaron el efecto de la aplicación de estiércol de aves (PM), urea (U) y la combinación de ambos (PM+U), sobre el rendimiento y extracción de nitrógeno, las dosis utilizadas fueron de 120 y 150 $\text{kg nitrógeno ha}^{-1}$, los mayores rendimientos se alcanzaron en los tratamientos que incluyeron urea ; U_{120} (3519 kg ha^{-1}), U_{150} (3763 kg ha^{-1}) y $PM_{60}+U_{60}$ (3322 kg ha^{-1}).

Al graficar los datos que reportan diversas investigaciones (nitrógeno orgánico aplicado en kg ha^{-1} mediante diferentes enmiendas y dosis vs el rendimiento en maíz, Figura 3) se observó que existe una baja correlación y una gran dispersión de los datos, por lo tanto no hay una tendencia clara, el mismo comportamiento se observó cuando se graficaron la aplicación de fertilizantes vs el rendimiento (Figura 4), estos resultados se pueden atribuir a la variabilidad de condiciones de manejo y ambientales de cada uno de los experimentos, y a la calidad heterogénea de los materiales orgánicos.

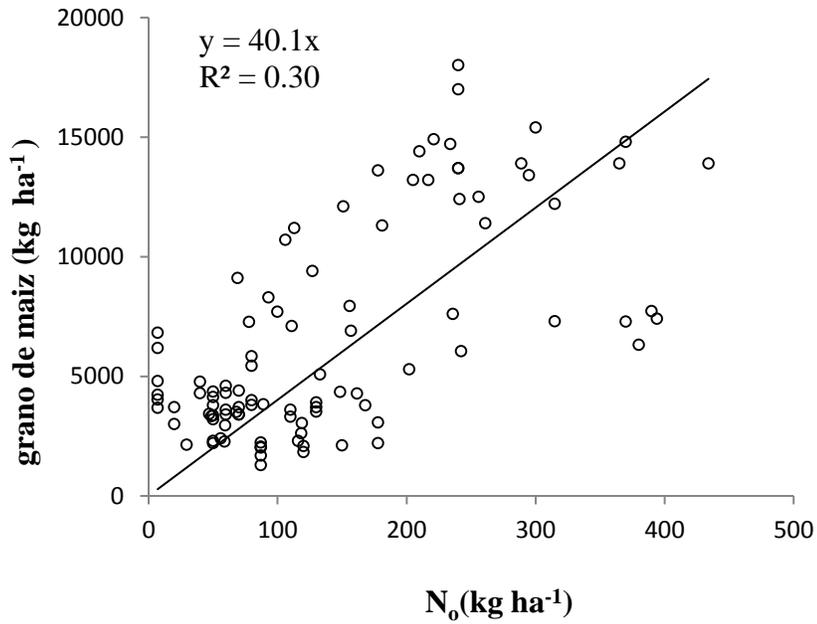


Figura 3. Respuesta de rendimiento de grano de maíz a diferentes dosis de aplicación de nitrógeno orgánico (N_o). Fuente: (Consultar lista de autores en el Anexo 1).

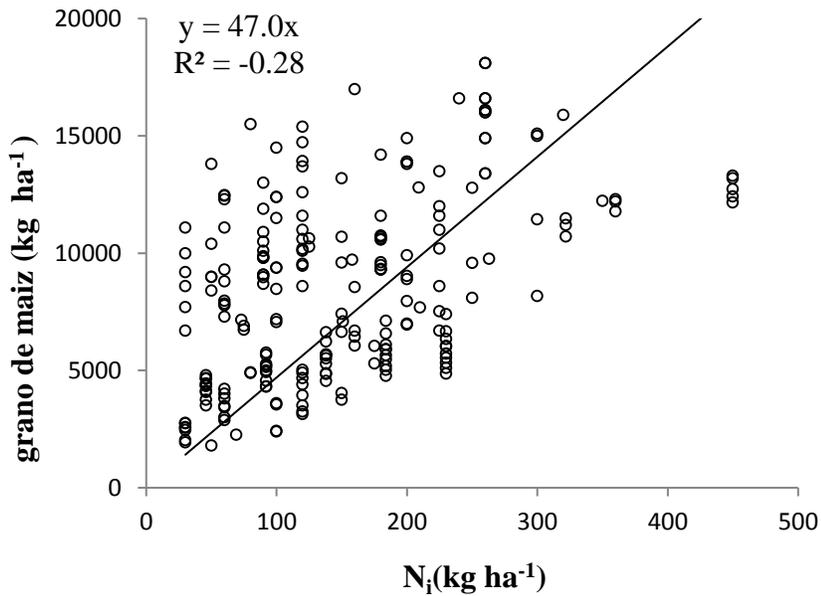


Figura 4. Respuesta de rendimiento de grano de maíz a diferentes dosis de aplicación de nitrógeno (N_i). Fuente: (Consultar lista de autores en el Anexo 1).

Al realizar una revisión de diferentes experimentos en maíz, en donde se aplicó nitrógeno en forma orgánica y se midió la extracción total de nitrógeno ha^{-1} en tejidos vegetales vs rendimiento de grano, se encontró una tendencia lineal (figura 5), en la cual se puede notar el alto coeficiente de determinación (0.95), a partir de esta gráfica y de los resultados de las diferentes investigaciones se puede notar que la extracción de nitrógeno en relación al rendimiento obtenido, se comporta de forma similar para todas las fuentes orgánicas de nitrógeno aplicadas al suelo, por otra parte es importante mencionar que el máximo rendimiento alcanzado (18 t) requirió de una extracción de 405 kg nitrógeno ha^{-1} por parte de la biomasa total de la planta.

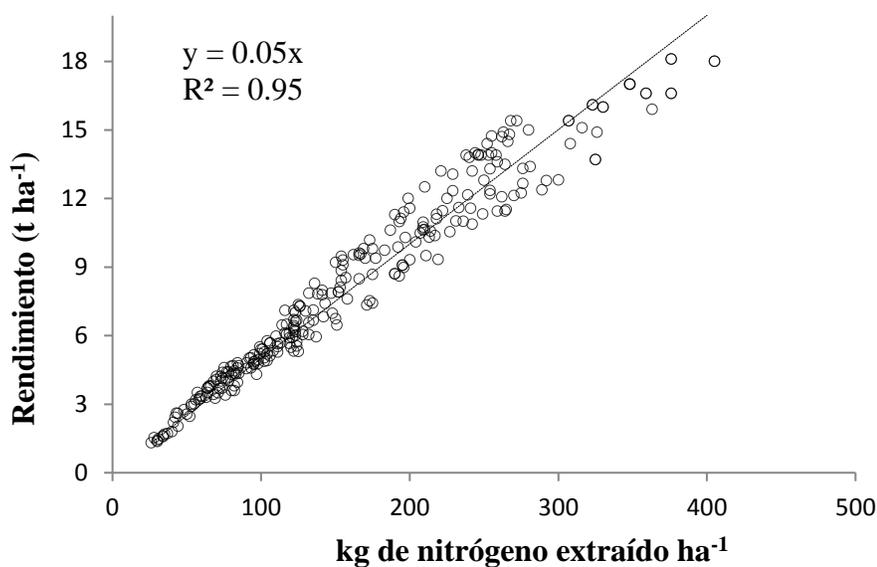


Figura 5. Grafica del Índice de extracción de nitrógeno en cultivo de maíz reportado en diversas investigaciones, en la ecuación, (y) representa al rendimiento, (x) representa a los kilogramos de nitrógeno extraído. *Fuente: (Consultar lista de autores en el Anexo 1)*

Olumuyiwa *et al.* (2004) fertilizaron jitomate con 3 diferentes compostas (pasto guinea, frijol chino y rastrojo de maíz) y tres diferentes dosis: 2, 4 y 6 t ha^{-1} , los rendimientos más altos alcanzados entre las diferentes compostas fueron a una dosis de 4 t ha^{-1} , siendo el tratamiento con rastrojo de maíz el que mejor rendimiento obtuvo, este comportamiento lo atribuyen a que niveles más altos (4 t ha^{-1} de composta) ocasionaron inmovilización de nutrientes en el suelo que limitaron la extracción de nutrientes por parte de la planta; por otra parte, a pesar de que en el tratamiento de composta de frijol chino las dosis de nitrógeno siempre fueron superiores a los otros tratamientos y su relación C/N era de 6 :1 en contraste con la relación de la composta de pasto guinea (15:1) y

rastrojo de maíz (12:1) , los rendimientos siempre fueron menores , este resultado lo atribuyen a lixiviación del nitrógeno que fue rápidamente mineralizado por efecto de sus baja relación C/N.

Lentz & Lehrs (2012) aplicaron dosis diferentes de nitrógeno a través de estiércol de ganado bovino (310 y 970 Kg nitrógeno ha⁻¹) y sembraron remolacha azucarera en el año de aplicación y en los dos años anteriores en parcelas diferentes, de esta forma reportan que en el primer año de cosecha se obtuvieron los rendimientos más altos y no existió diferencia significativa en cuanto al rendimiento, este resultado lo atribuyen a que la dosis más alta suministró un exceso de nitrógeno y la extracción de nitrógeno por la planta disminuyó al aumentar la dosis, contrario a esta tendencia durante la cosecha del segundo y tercer año, en los tratamientos con dosis de 310 Kg N ha⁻¹ aplicada tres años antes de la siembra, el nitrógeno suministrado a través de del estiércol no fue capaz de sostener el crecimiento en comparación con la dosis de 970 Kg nitrógeno ha⁻¹, causando diferencias significativas en rendimiento (17.3 vs 22.7 t ha⁻¹) y extracción de nitrógeno (151 vs 252 kg nitrógeno ha⁻¹) respectivamente, esto indica que las dosis altas de nitrógeno aplicadas a través de estiércol bovino independientemente del tiempo de aplicación suministraron una cantidad de nitrógeno adecuada para el cultivo.

Ma y Biswas (2016), compararon el efecto de varias dosis de fertilizante nitrogenado y métodos de aplicación en el rendimiento de grano de maíz y la eficiencia del uso del nitrógeno, estos autores encontraron que el rendimiento de grano respondió mejor cuando el nitrógeno fue aplicado en las etapas V6 a V8 (60-77 kg ha⁻¹) por cada kg de nitrógeno ha⁻¹ en comparación con el incremento de 46 a 66 kg ha⁻¹ obtenido en el tratamiento de fertilización previa a la siembra.

Hou *et al.* (2012) midieron la extracción de nitrógeno en relación al rendimiento de grano de maíz de diferentes materiales vegetales (BH, JD101, ZD2, YD13, ZD958, XY335) que han sido cultivados entre 1950 y el año 2000 en China, encontrando que en los últimos 60 años, el rendimiento de maíz se incrementó cronológicamente desde 6.7 t ha⁻¹ (BH) en los años 1950s hasta 11.6 t ha⁻¹ para el híbrido ZD958 liberado en la década del año 2000. Por otra parte encontraron que el rendimiento aumento desproporcionalmente en relación al nitrógeno extraído, comparando los maíces liberados antes de 1970 con aquellos que se ocupaban después de los años 1970s-1980s, los cuales mostraron un incremento en el rendimiento de 43% pero con un incremento en la extracción total de nitrógeno de solo 17% . Esta disminución en el nitrógeno extraído que se requiere por tonelada de grano de maíz se observa en el híbrido ZD958 que requiere

de 20 Kg de nitrógeno por tonelada de maíz, en comparación de los 31 kg de nitrógeno requeridos por el material vegetal (BH), de igual manera el índice de cosecha siguió la misma tendencia ascendente a la del rendimiento, la variedad (BH) tiene un índice de cosecha de 38% y aumento a 51% en el híbrido moderno ZD958, contrario a estas tendencias, la concentración de N en el grano disminuyó, cayendo de 19.2 g kg⁻¹ a 14.5 g kg⁻¹ para los mismos materiales vegetales respectivamente. Por otra parte estos autores obtuvieron rendimientos similares (11.6 t ha⁻¹ vs 12 t ha⁻¹) para la variedad eficiente en N (XY335) y el híbrido ZD958 respectivamente, sin embargo el índice de extracción de nitrógeno fue menor en la variedad XY335 (16 kg nitrógeno t⁻¹ de grano) en comparación con el híbrido ZD958 que requirió 20 kg de nitrógeno por tonelada, este efecto lo atribuyen dichos autores a una menor concentración de nitrógeno en los tallos y hojas del material XY335 en comparación del híbrido ZD958, las cuales fueron de 5.4 y 9.0 g kg⁻¹ correspondientemente.

Zougmoré *et al.* (2006) compararon el efecto de labranza cero con labranza convencional y cultivos de cobertera (*Vicia Villosa*), sobre la fertilidad del suelo y la productividad de maíz, de esta forma reportan que al incorporar al suelo la biomasa de esta leguminosa, existió una rápida liberación de nutrientes, en especial nitrógeno, lo cual ayudó a que el maíz extrajera mayor cantidad de nitrógeno (10.6 kg nitrógeno ha⁻¹) 26 días después de la siembra en comparación con parcelas en donde no se realizó labranza (6.7 kg nitrógeno ha⁻¹).

He *et al.* (2013) analizaron el efecto de las prácticas de manejo en la extracción de nitrógeno y su eficiencia en un sistema de rotación trigo-maíz, de esta manera encontraron que en general el trigo extrajo más nitrógeno que el maíz, sin embargo al comparar la eficiencia de nitrógeno fisiológica de los dos cultivos encontraron que en promedio el trigo rindió 33 kg⁻¹ de grano por kg de nitrógeno siendo un valor menor con el reportado en maíz (49.1 kg⁻¹ de grano por kg de nitrógeno), este resultado lo atribuyen a que el maíz al ser una planta tipo C4 tiene una mayor tasa fotosintética por unidad de nitrógeno contenido en la hoja, resultando en una mayor producción de biomasa por de nitrógeno acumulado en la planta.

Tolessa *et al.* (2007) identificaron en una región etíope, los genotipos de maíz (polinización abierta e híbridos) con mejores rendimientos y compararon la extracción de nitrógeno a través de varios niveles de fertilización (0-230 kg nitrógeno ha⁻¹), de esta forma identificaron que la extracción de nitrógeno en la biomasa total se incrementó al incrementar la dosis de nitrógeno

independientemente del genotipo, siendo de 43 a 128 kg de nitrógeno ha⁻¹ para los genotipos de polinización abierta y de 42 a 143 kg nitrógeno ha⁻¹ para los híbridos, estos autores atribuyen las diferencias en extracción de nitrógeno por la biomasa total de los diferentes genotipos cuando se suministraron dosis similares de nitrógeno, a sus características genéticas.

Se ha reportado que la eficiencia utilización del nitrógeno (kg de grano kg⁻¹ de nitrógeno de la biomasa total aérea), disminuye conforme aumentan las dosis de fertilización de nitrógeno (Kamara *et al.*, 2014; Abassi *et al.*, 2012). Kamara *et al.* (2014) evaluaron 7 genotipos de maíz, resistentes a la sequía y a *Striga hermonthica*, con tres niveles de fertilización (30, 60, 120 kg nitrógeno ha⁻¹) para determinar la extracción de nitrógeno y su utilización, reportando que en promedio de todos los genotipos la eficiencia de utilización del N fue de 62.7 para los tratamientos fertilizados a una dosis de 30 kg nitrógeno ha⁻¹ y disminuyó a 48.5 al aplicar 120 kg nitrógeno ha⁻¹ en forma de urea.

Farhad *et al.* (2013) estudiaron bajo condiciones semiáridas en Pakistán, los efectos de diferentes niveles de irrigación en el rendimiento y extracción de nitrógeno de un híbrido de maíz tolerante a la sequía (Monsanto-919), de esta forma encontraron que el nivel de irrigación tuvo efectos directos sobre la extracción de nitrógeno, correspondiendo los niveles más altos de extracción en la biomasa total (204 kg nitrógeno ha⁻¹) al tratamiento donde se aplicó una lámina de agua de 600 mm, en un segundo tratamiento se obtuvo una extracción de 184 kg nitrógeno ha⁻¹ al aplicar 450 mm de agua y en el tratamiento que consideraron bajo estrés hídrico consistió en la aplicación de una lámina de 300 mm, con una extracción máxima de 128 kg nitrógeno ha⁻¹, ellos atribuyen los incrementos en la extracción de nitrógeno conforme aumenta el nivel de irrigación debido al incremento en la disponibilidad de los nutrientes bajo condiciones de humedad; por otra parte el rendimiento en grano alcanzado fue mayor (7.9 t ha⁻¹) para el tratamiento en donde se aplicaron 600 mm de agua, y para los tratamientos en donde se aplicó 450 y 300 mm de agua, el rendimiento de grano fue de 5.90 y 5 t ha⁻¹ respectivamente, notándose que no se encontraron diferencia significativas.

Liu *et al.* (2013) condujeron durante 3 años un ensayo de respuesta a la fertilización en maíz para determinar el efecto de tasas de aplicación de nitrógeno en la dinámica del NO₃-N del suelo y la eficiencia del uso del nitrógeno, también determinaron la tasa de aplicación óptima para maximizar los rendimientos y al mismo tiempo limitar las pérdidas de NO₃-N del suelo, para este propósito fertilizaron con 5 diferentes dosis (100, 200, 250, 300 y 400 kg nitrógeno ha⁻¹ en forma de urea), de esta forma encontraron una relación estrecha entre el rendimiento de grano y el suministro de

nitrogeno (nitrógeno aplicado a través de fertilizante + $\text{NO}_3\text{-N}$ en los primeros 100 cm del suelo antes de la siembra y fertilización), esta relación se ajustó bien a un modelo lineal con meseta, el análisis de regresión que obtuvieron para lograr el máximo rendimiento con la mínima cantidad de nitrógeno requerida fue de $279 \text{ kg nitrógeno ha}^{-1}$, el uso eficiente del nitrógeno disminuyó conforme aumentó la dosis de nitrógeno aplicada, pero no encontraron diferencias significativas para la eficiencia agronomica ($32, 28$ y 27 kg kg^{-1}), eficiencia aparente de recuperación ($58, 52$ y 56%) y eficiencia fisiológica ($52, 48$ y 46 kg kg^{-1}) entre los tratamientos $100, 200$ y $250 \text{ kg nitrógeno ha}^{-1}$, respectivamente. Por otra parte las pérdidas de nitrógeno se incrementaron exponencialmente al incrementar el suministro de nitrógeno, con una pérdida de $81 \text{ kg de nitrógeno ha}^{-1}$ cuando el suministro de nitrógeno sumó 279 kg ha^{-1} .

De acuerdo a las investigaciones citadas anteriormente y al compararlas se puede observar que no existen tendencias claras entre el nitrógeno aplicado ya sea en forma orgánica o mineral y el rendimiento debido a que intervienen otros factores tales como: el contenido inicial de nitrógeno en el suelo, la forma orgánica del nitrógeno, la relación carbono a nitrógeno de los materiales orgánicos utilizados, las reservas orgánicas en el suelo, las condiciones de humedad y temperatura durante el ciclo de cultivo, etc.; es recomendable que antes de fertilizar se realice un análisis de contenido inicial de nitratos en el suelo para ver su oferta. En general se notó en las investigaciones que al comparar la respuesta a la fertilización orgánica o mineral con dosis similares de nitrógeno contra el rendimiento, en la fertilización orgánica se presentó menor rendimiento, debido a que del total del nitrógeno que se aplica, solo una parte se mineraliza y la otra tiene un efecto residual fuera del ciclo de cultivo. Las gráficas de extracción vs rendimiento de maíz, muestran que independientemente del tipo de fertilización (orgánica vs mineral) la tendencia es de forma lineal, aunque la eficiencia de utilización de nitrógeno ($\text{kg de grano kg}^{-1}$ de nitrógeno en la biomasa total aérea) disminuye a altas dosis de fertilización o lo que se traduce como consumo de lujo.

3. OBJETIVO E HIPÓTESIS

3.1 Objetivos

Evaluar en invernadero el efecto de la aplicación de insumos orgánicos sobre la acumulación de materia seca y nitrógeno en cultivo de brócoli.

Evaluar en el laboratorio la liberación de $\text{CO}_2\text{-C}$ como indicador de la mineralización de los insumos orgánicos aplicados al suelo.

3.2 Hipótesis

Aquellos tratamientos que incluyen estiércol sin ningún proceso de transformación tendrán valores superiores para las variables evaluadas (acumulación de materia seca, índice de cosecha, nitrógeno acumulado, eficiencia de recuperación de nitrógeno y carbono mineralizado) en comparación de aquellos tratamientos que incluyan estiércol en forma compostada.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Protocolo experimental (invernadero)

El experimento se estableció en el invernadero número dos del campo experimental Tlapeaxco del Departamento de irrigación de la Universidad Autónoma de Chapingo, ubicado en el Estado de México. La ubicación geográfica está localizada entre los 19°29' de latitud norte y 98°53' de longitud oeste; la altitud de este sitio es de 2250 msnm.

Se evaluaron dos factores: material orgánico y dosis de aplicación. Para el factor material orgánico se utilizó: estiércol de gallina, estiércol de ovino con paja, estiércol de cerdo, composta de estiércol de gallina de postura, composta de estiércol de bovino y composta de estiércol de cerdo.

En el factor dosis de aplicación se aplicaron dosis crecientes del material (Cuadro 6), además se incluyó un testigo absoluto, en el cual no se aplicó ningún nutriente.

Brassica oleracea v. *itálica* c.v. Claudia, se sembró en almacigo y se trasplantó en macetas que contenían 6 kg de suelo, el sustrato utilizado proviene del municipio de Tepextlaoctoc Estado de México, el cual se enmendó con los materiales orgánicos (Cuadro 6).

Cuadro 6. Distribución de los tratamientos experimentales y nitrógeno aplicado por tratamiento

Material Orgánico	Dosis g⁻¹ planta⁻¹
Estiércol de borrego c/ paja (EB)	100, 150,200,250, 300, 400
Estiércol de aves (EG)	100, 150,200,250, 300, 400
Estiércol de cerdo (EC)	100, 150,200,250, 300, 400
Composta de estiércol de bovino (CB)	100, 150,200,250, 300, 400
Composta de estiércol de aves (CG)	100, 150,200,250, 300, 400
Composta de estiércol de cerdo (CC)	100, 150,200,250, 300, 400
Urea (Dosificado)	2,4.5,6,7.5,9

Cuadro 6. Continúa...

Dosis	EC	EG	EB	CB	CG	CC
	-----g de nitrógeno planta ⁻¹ -----					
100	0.9	1.2	1.0	1.1	1.7	1.4
150	1.3	1.8	1.4	1.7	2.6	2.0
200	1.8	2.5	1.9	2.2	3.4	2.7
250	2.2	3.1	2.4	2.8	4.3	3.4
300	2.7	3.7	2.9	3.3	5.2	4.1
400	3.6	4.9	3.8	4.4	6.9	5.4

El semillero se realizó en el invernadero del Campo Experimental Tlapeaxco, que pertenece al Departamento de Irrigación de la Universidad Autónoma Chapingo.

Se utilizaron contenedores de forma cónica con 200 cavidades, en las cuales se colocó el sustrato orgánico (Peat Moss) para garantizar la adecuada germinación de la semilla, posteriormente se sembró una semilla de brócoli en cada cavidad del contenedor. La semilla germinó después de 5 días de sembrada.

Las plantas de brócoli se regaron con agua una vez al día durante 15 días; después se aplicó el riego con la solución nutritiva de Steiner al 25% de concentración, durante 25 días, el trasplante se realizó cuando la plántula tenía una altura promedio de 0.1 m y de 4 a 5 hojas verdaderas, que fue la condición óptima para el trasplante.

El trasplante se realizó manualmente; utilizándose una estaca, con la cual se hicieron hoyos de 0.05 m de profundidad y se colocó una planta por cavidad, el espacio entre filas e hileras fue de 40 cm equivalente a una densidad de siembra de 62,500 plantas ha⁻¹.

4.1.1 Análisis de los materiales orgánicos

Los abonos orgánicos que se utilizaron consistieron en: estiércol de gallina el cual provino de gallinas de postura de primer ciclo, apilado bajo las jaulas de postura en condiciones de sombra con un almacenamiento de 15 días, con consistencia húmeda y ligero olor a amoníaco al momento

de la colecta; estiércol de ovino con paja, se colectó en los corrales de engorda de borregos de la raza pelibuey de diferente edad y etapa productiva, alimentados con granos y forraje, éste estiércol se encontró apilado a la sombra por 20 días y mezclado con paja de cebada, presentó escasa presencia de olores y contenido de humedad; estiércol de cerdo en etapa de engorda, fue colectado fuera de la nave, se encontraba expuesto al sol y a la lluvia, los cerdos que aportaron el estiércol se alimentaron de alimento comercial fabricado con granos principalmente. La composta de estiércol de gallina de postura, composta de estiércol de bovino y composta de estiércol de cerdo, fueron proporcionadas por personal del Colegio de Posgraduados, Campus Montecillo y el proceso de elaboración se llevó a cabo bajo condiciones de sombra por un periodo de 4 meses, con presencia de olor a tierra, consistencia porosa y sin presencia de humedad.

Después de ser colectados se secaron en la sombra, se desmenuzaron y se tamizaron con una criba para eliminar el material grueso. Se tomaron muestras representativas y se molieron en un molino Wiley con malla 10, para los análisis químicos de N, C, P, K, que se realizaron en el laboratorio de RASPA, Campus Montecillo donde se obtuvieron las concentraciones de cada uno de los abonos (Cuadro 7), también se caracterizaron las propiedades físicas y químicas del suelo utilizado (Cuadro 8).

Cuadro 7. Análisis químico de los diferentes materiales.

Material Orgánico	N	C	P₂O₅	K₂O	C/N
	-----%-----				
Estiércol de cerdo	0.9	24.3	1.2	1.1	27
Estiércol de gallina	1.2	27.7	1.4	1.2	22
Estiércol de borrego con paja	1.0	25.6	0.4	0.9	27
Composta estiércol de bovino	1.1	16	0.5	0.9	15
Composta estiércol de gallina	1.7	15.3	1.7	1.2	9
Composta estiércol de cerdo	1.4	17	0.3	0.2	13

Cuadro 8. Propiedades físicas y químicas del suelo.

Determinación	Unidades	Valor	Método
pH		7.4	Relación 1:2 (suelo: solución)
Conductividad Eléctrica	dS m ⁻¹	0.22	Relación 1:2 (suelo: solución)
Materia Orgánica	%	1.8	Digestión húmeda
Nitrógeno Amoniacal	mg kg ⁻¹	1.96	Extracción KCl 1 N
Nitrógeno Nítrico	mg kg ⁻¹	10.80	Extracción KCl 1 N
Calcio	mg kg ⁻¹	2264	Mehlich III
Magnesio	mg kg ⁻¹	393	Mehlich III
Sodio	mg kg ⁻¹	305	Mehlich III
Potasio	mg kg ⁻¹	493	Mehlich III
Capacidad de Intercambio Catiónico	Cmol ₍₊₎ kg ⁻¹	17.0	Tiurea de plata
Fósforo	mg kg ⁻¹	128.9	Mehlich III
Boro	mg kg ⁻¹	1.6	Mehlich III
Hierro	mg kg ⁻¹	31.2	Mehlich III
Cobre	mg kg ⁻¹	1.3	Mehlich III
Manganeso	mg kg ⁻¹	26.0	Mehlich III
Zinc	mg kg ⁻¹	2.4	Mehlich III
Densidad Aparente	g cm ⁻³	1.16	Probeta
Arena	%	26	Bouyoucos
Arcilla	%	24	Bouyoucos
Limo	%	50	Bouyoucos
Clasificación Textural		Franco limosa	Bouyoucos

4.1.2 Peso seco de la biomasa total de brócoli

La cosecha se realizó cuando el producto económico o inflorescencias alcanzaron la madurez comercial, al estar bien desarrolladas, compactas y las yemas sin abrir. Esta labor se realizó en forma manual, cortando la inflorescencia. El tiempo transcurrido desde el trasplante hasta la cosecha fue aproximadamente de 70 a 102 días.

La planta completa se separó en tres secciones: tallo, hojas e inflorescencia, que fueron pesadas en una balanza granataria. Al tallo, hojas e inflorescencia se le denominó peso fresco aéreo y a esta última por separado, como rendimiento o producto económico.

El material vegetal obtenido en cada muestreo se llevó al Laboratorio de RASPA, del Colegio de Posgraduados, en donde se realizaron dos lavados, se colocaron en bolsas de papel, previamente identificadas. Luego este material se metió en un horno de secado marca ShellLab con ventilación forzada a una temperatura de 65 °C, hasta obtener un peso constante. Se registró el peso seco en una balanza de precisión marca Oahus Adventurer Pro y se expresó en g planta⁻¹. Al peso seco se le denominó como biomasa. Cada una de las muestras se pulverizó en un molino de acero inoxidable marca Willey y se guardaron en sobres de papel para luego realizar el análisis nutrimental.

4.1.3 Nitrógeno extraído por el cultivo

La concentración de nitrógeno total, se determinó por el método analítico de Semimicro-Kjeldahl modificado (Alcántar y Sandoval, 1999), que consiste en someter las muestras de tejido vegetal obtenidas, a una digestión húmeda con una mezcla de ácido sulfúrico-salicílico y luego la destilación. Se determinó la cantidad de nitrógeno acumulado multiplicando el peso seco de la biomasa con la concentración de nitrógeno total, se dividió entre 100 y se multiplicó por 1000, expresando los resultados en miligramos por planta.

$$N_A = \frac{N \times B}{100} \times 1000$$

Dónde:

N_A = Nitrógeno acumulado (mg planta⁻¹)

N = Concentración de nitrógeno total (%)

B = Biomasa total (g planta⁻¹)

4.2 CO₂-C liberado en incubaciones de laboratorio

Se midió el CO₂ liberado en el suelo por el método de cal sodada, para este propósito se utilizaron frascos de vidrio de 250 ml de capacidad con tapa sellable, a dichos frascos se agregó 50 g de suelo que anteriormente fue tamizado y secado al aire y a la sombra, inmediatamente se enmendaron con los materiales y compostas a una dosis equivalente (Cuadro 9) a la utilizada en invernadero para los tratamientos que incluían 100, 200 y 400 g planta⁻¹, basando esta relación en que una maceta en invernadero contenía 6 kg de suelo y que es 120 veces la cantidad de suelo (50 g) utilizada en los frascos para incubación. El suelo y el material contenido en cada frasco se mezclaron por agitación y posteriormente se agregó agua destilada para llevar al suelo cerca de capacidad de campo.

Una vez enmendado el suelo se introdujo un frasco 20 ml sin tapa, que contenía 5 g de cal sodada (CaHNaO₂) secada a 105 °C durante 24 horas en estufa de secado, posteriormente se agregó 0.8 ml de agua destilada a la cal sodada para facilitar el proceso de absorción de CO₂ que consiste en el siguiente proceso:



El proceso posterior consistió en sellar el frasco herméticamente con su tapa e incubar durante 24 horas, al término de este tiempo se abrieron los frascos, se retiró la cal sodada y se reemplazó por cal sodada nueva y seca, se llevó a la cal sodada resultante de la incubación a una estufa de secado durante 24 horas para luego registrar la ganancia de peso en una balanza analítica, este proceso se repitió durante 14 días para todos los tratamientos, cada tratamiento se replicó dos veces durante dos periodos de tiempo, e incluyeron un tratamiento que no contenía suelo (blanco) que se utilizó para conocer la cantidad de CO₂ que fue capturada del aire contenido en el frasco.

Cálculos:

Peso seco de cal sodada Pre-incubada (g) = P [1]

Peso seco de cal sodada Post-incubada (g) = P_I [2]

Peso seco del blanco (g) = $P_B = P(\text{blanco}) - P_1(\text{blanco})$ [3]

Cambio de peso de la muestra (mg) = $\Delta M = (P_I - P - P_B) * 1000$ [4]

CO₂-C Absorbido por g de suelo (mg de CO₂-C) = $[(\Delta M * 1,69) / 50] * 0.27$ [5]

Cuadro 9. Descripción de los tratamientos utilizados en las incubaciones.

Material Orgánico	Dosis
	g / 50 g de suelo
Estiércol de bovino	0.8, 1.6, 3.3
Estiércol de aves	0.8, 1.6, 3.3
Estiércol de cerdo	0.8, 1.6, 3.3
Composta de estiércol de bovino	0.8, 1.6, 3.3
Composta de estiércol de aves	0.8, 1.6, 3.3
Composta de estiércol de cerdo	0.8, 1.6, 3.3
Urea	0.025, 0.05, 0.075

Análisis estadístico

Los resultados obtenidos de las variables de respuesta evaluadas se sometieron a un análisis de varianza, para evaluar si existió diferencia entre tratamientos. Se realizaron pruebas de comparación de medias mediante la prueba de Tukey, con un valor de $\alpha = 0.05$

Los análisis estadísticos se realizaron en el paquete estadístico Statistical Analysis System 9.0 (SAS, 1999).

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Experimento en invernadero

5.1.1 Peso fresco y seco de la biomasa total de brócoli

Se encontró que existe una tendencia de tipo lineal entre el peso fresco al momento de la cosecha y el peso seco de la biomasa total de brócoli ($R^2 = 0.73$), de esta manera se concluyó que el peso seco de la biomasa total aérea equivale al 10.5% del peso fresco (Figura 6). Este resultado es similar al que obtuvieron Gad y Abd (2011) el cual tuvo un valor de 10.6 %. Mientras que Ramírez *et al.* (2006) reportaron un valor del 16% al momento de la cosecha.

Pese a que, en éste experimento los tratamientos consistieron en diferentes fuentes de nitrógeno y diferentes dosis, la relación existente entre el peso seco y el peso fresco de la biomasa aérea total es invariable (Figura 6) por lo que en adelante las variables medidas se expresan en términos de peso seco.

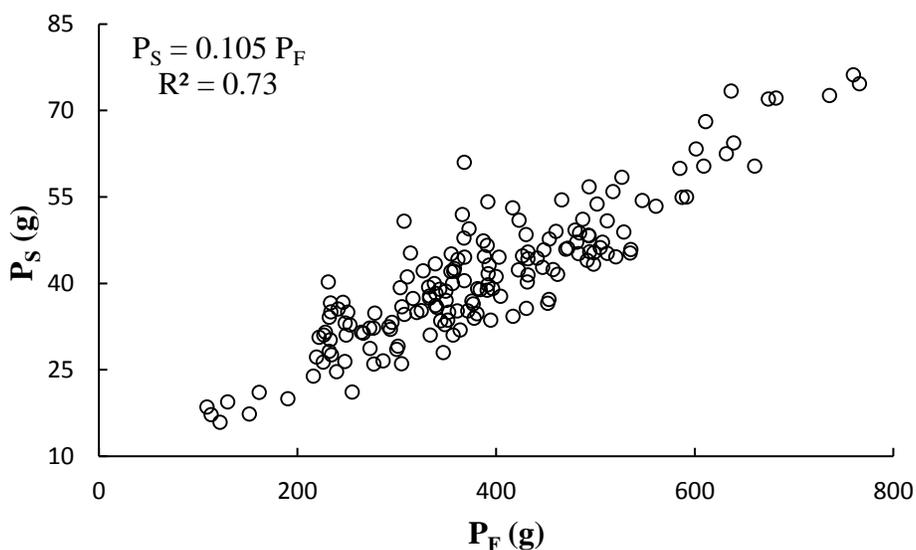


Figura 6. Relación entre Peso fresco (P_F) y peso seco (P_S) de la biomasa total aérea (hojas, tallo, florete) al momento de la cosecha.

En el análisis de la varianza del peso seco de las hojas (Cuadro 10), se encontró diferencia significativa estadística para el factor material (insumo orgánico aplicado), pero no así, para el efecto de tratamiento (material y dosis). El coeficiente de variación fue de 27%, esta variación existente entre los diferentes tratamientos, se explica, en mayor medida, a que el testigo presentó valores muy inferiores (<11 g planta⁻¹) al resto de los tratamientos.

Cuadro 10. Análisis de varianza del peso seco de hojas de brócoli por material orgánico y dosis aplicada.

Fuente	Grados de Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F-Valor	Pr > F
Modelo	41	3290	80	2.2	0.0007
Error	126	4705	37		
Total correcto	167	7995			
Material	7	2069	295	7.9	<0.0001
Dosis	11	1261	114	3.1	0.0011
Material*Dosis	23	0.0	0.0	0.0	1.0000
	R-cuadrado	Coef Var	Raiz MSE	Peso de hojas media	
	0.41	27.51	6.1	22.2	

Al realizar la comparación estadística de las medias por el método de Tukey ($\alpha = 0.05$), por efecto de material aplicado, se encontró que la acumulación más alta de peso de las hojas (g planta⁻¹) se presentó en los tratamientos en donde se aplicó estiércol y composta de gallina. En contraste con éste comportamiento, la composta de bovino ocasionó la menor acumulación de peso en las hojas (Cuadro 11). Básicamente todos los tratamientos fueron superiores al testigo, representando de 175% a 250% su valor, debido al aporte de nutrientes ofertado a través de las enmiendas.

Cuadro 11. Comparación de medias del peso seco de hojas de brócoli por material aplicado

Material	Media	Agrupamiento
	g planta ⁻¹	
Estiércol de gallina	26.8	a
Composta de gallina	25.1	a
Estiércol de cerdo	24.7	ab
Urea	21.4	ab
Composta de cerdo	20.6	ab
Estiércol de borrego c /paja	20.5	ab
Composta de bovino	18.2	b
Testigo	10.4	c

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes (TUKEY, $\alpha = 0.05$).

Al comparar el pesos seco de las hojas (Cuadro 11) se puede resaltar que el peso de hojas obtenido en la presente investigación presentan en su mayoría valores inferiores al 50% de los pesos reportados por Díaz (2009), con un valor de 49.2 g planta⁻¹ al utilizar cubiertas de color negro en la superficie del suelo. Por otro lado, Rincón *et al.* (1999) también reporta valores mayores de peso seco de las hojas (52 g planta⁻¹) en brócoli de la variedad “Marathon”.

En contraste con los resultados obtenidos, Soria (2015) reporta un peso promedio de hojas de brócoli de 43.8 g en plantas que fueron enmendadas con vermicompost. En otra investigación Francescangeli *et al.* (2006) reportan un peso promedio de hojas de 36.9 g planta⁻¹ para la variedad de cultivo “Plenck”. Bowen *et al.* (1999) obtuvieron resultados similares a los de la presente investigación al fertilizar brócoli con dosis crecientes de nitrato de amonio (125 a 625 kg nitrógeno ha⁻¹), ellos reportan un peso de hojas de entre 23.7 y 34 g planta⁻¹ correspondientemente para la dosis menor y mayor.

En el análisis de la varianza para el peso seco de tallos (Cuadro 12), se encontró significancia estadística para los factores material y dosis. El efecto de los tratamientos no presentó diferencia estadística. El coeficiente de variación fue de 27%, esta variación existente entre los diferentes tratamientos, se explica, en mayor medida, a que el testigo presentó valores muy inferiores (<8 g planta⁻¹) al resto de los tratamientos.

Cuadro 12. Análisis de varianza del peso seco de tallo de brócoli por material orgánico y dosis aplicada.

Fuente	Grados de Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F-Valor	Pr > F
Modelo	41	1065	25.9	1.88	0.0043
Error	126	1745	13.8		
Total correcto	167	2811			
Material	7	539	77.1	5.6	<0.0001
Dosis	11	531	48.3	3.5	0.0003
Material*Dosis	23	0.00	0.00	0.0	1
	R-cuadrado	Coef Var	Raiz MSE	Peso medio tallos	
	0.37	27	3.72	13.0	

De acuerdo al análisis de comparación de medias del peso seco de tallos de brócoli por material orgánico, los tratamientos que contenían estiércol de gallina en forma fresca o compostado presentaron los valores más altos (Cuadro 13).

Cuadro 13. Comparación de medias del peso seco de tallos de brócoli por material orgánico

Material	Media	Agrupamiento
	g planta ⁻¹	
Estiércol de gallina	16.62	a
Composta de gallina	14.75	ab
Estiércol de cerdo	14.54	ab
Estiércol de borrego c /paja	13.88	ab
Composta de bovino	13.14	ab
Composta de cerdo	12.35	b
Urea	12.23	b
Testigo	7.38	c

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes (TUKEY, $\alpha = 0.05$).

Francescangeli *et al.* (2006) al analizar el efecto de la densidad de siembra sobre el crecimiento y producción de brócoli (2 a 8 plantas m²) obtuvieron valores similares a los reportados en la presente investigación (Cuadro 13), reportando un peso promedio de tallos de 14.7 g planta⁻¹ para la variedad de cultivo “Plenck”.

El peso seco promedio de tallos para todos los tratamientos (13 g planta⁻¹) obtenido en la presente investigación resulta menor al que presentan otros autores; Bowen *et al.* (1999) al fertilizar brócoli con dosis crecientes de nitrato de amonio (125 a 625 kg nitrógeno ha⁻¹) obtuvieron un peso de tallos de entre 32.1 y 39.2 g planta⁻¹ correspondientemente, por otro lado Rincón *et al.* (1999) reportan un peso de 23.3 g planta⁻¹ para la variedad Marathon.

El ANOVA para el peso seco de florete (Cuadro 14), encontró significancia estadística para los factores: material y dosis, pero no así para la interacción de ambos factores (tratamientos). El coeficiente de variación fue de 41% .Esta fuente de variación se debe a observaciones extremas inferiores, presentadas principalmente en el testigo en donde la presencia del florete fue casi nula.

Cuadro 14. Análisis de varianza del peso seco de floretes de brócoli por material orgánico y dosis aplicada.

Fuente	Grados de Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F-Valor	Pr > F
Modelo	42	681.3	16.2	4.03	<0.0001
Error	124	499.3	4		
Total correcto	166	1180.7			
Material	7	380.6	54.3	13.5	<0.0001
Dosis	11	265.4	22.1	5.49	<0.0001
Material*Dosis	23	35.2	1.5	0.3	0.9994
	R-cuadrado	Coef Var	Raiz MSE	Peso medio de floretes	
	0.57	38	2	5.2	

De acuerdo al análisis de comparación de medias del peso seco de floretes de brócoli por material orgánico (Cuadro 15), los tratamientos que contenían estiércol de gallina sin compostar o compostado presentaron los valores mayores y la composta de bovino el valor más bajo, siendo superior solo al testigo. No se apreció diferencia estadística contrastante entre los materiales, esto debido a que la desviación estándar (DE) entre los valores observados para cada material fue amplia (Figura 7) e incluyó la DE para todas las dosis evaluadas. Por tanto, la composta de bovino al tener

una DE muy amplia se empalmo a los valores que obtuvo el testigo y generó un valor muy similar en la comparación presentada.

Cuadro 15. Comparación de medias del peso seco de floretes de brócoli por material orgánico

Material	Media	Agrupamiento
	g planta ⁻¹	
Estiércol de gallina	6.8	a
Composta de gallina	6.6	a
Estiércol de cerdo	5.9	ab
Composta de cerdo	5.9	ab
Estiércol de borrego c/paja	4.8	abc
Urea	4.3	bc
Composta de bovino	2.9	c
Testigo	0.6	d

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes (TUKEY, $\alpha = 0.05$).

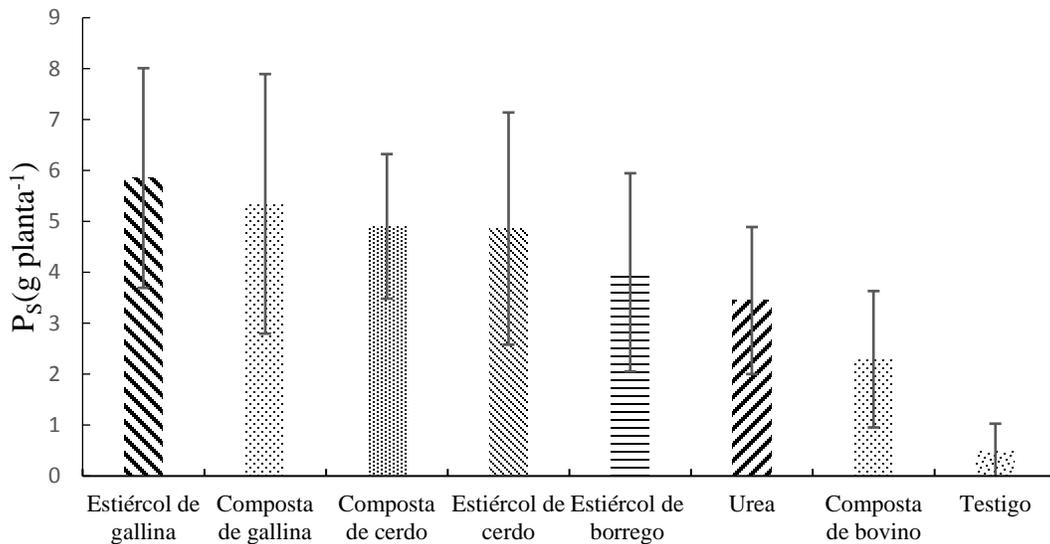


Figura 7. Media del peso seco de floretes de brócoli (P_s) y su desviación estándar por efecto de material orgánico.

El valor promedio de peso seco de floretes para los diferentes tratamientos (5.4 g planta⁻¹) encontrado en la presente investigación es equiparable al encontrado por Erdem *et al.* (2010)

quienes reportan valores de entre 11 y 4 g planta⁻¹ al fertilizar de forma mineral. Al ser comparado el peso seco del florete encontrado en los diferentes tratamientos se puede resaltar que alcanzó valores muy bajos en comparación del que se reporta en la investigación de Yildirim *et al.* (2007) quienes obtuvieron un valor de 56 g planta⁻¹ al fertilizar brócoli con aspersiones foliares de urea al 1% de concentración.

El análisis de la varianza para el índice de la cosecha en brócoli presentó diferencias significativas para los factores: material y dosis, pero no así para la interacción de ambos factores (Cuadro 16), el índice de la cosecha promedio para todos los tratamientos en estudio fue de 0.12. El valor más alto se presentó en el tratamiento con estiércol de cerdo (0.15) siendo cuatro veces mayor al testigo (Cuadro 17), en general los índices de cosecha para todos los tratamientos fueron menores a los reportados en otras investigaciones (<0.20), lo que se traduce en menor rendimiento, en este sentido Muramoto *et al.* (2011) reportaron índices de cosecha en un rango de 0.16 a 0.34 al fertilizar de manera orgánica con harina de plumas y sangre a dosis de 80 a 252 kg de nitrógeno ha⁻¹ lo que resulta en índices de cosecha mayores a los obtenidos en esta investigación, ellos atribuyen las diferencias a la densidad de población y al uso de abonos verdes lo que se puede ver reflejado en diferencia de rendimientos.

Jett *et al.* (1995) también reportan índices de cosecha mayores a los de la presente investigación en un rango de 0.31 a 0.40 en experimentos en donde se fertilizó en forma mineral, similar a este comportamiento El-Helaly (2012) encontró índices de cosecha en el rango de 0.26 a 0.38.

Cuadro 16. Análisis de varianza del índice de cosecha (IC) de brócoli por material orgánico y dosis aplicada.

Fuente	Grados de Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F-Valor	Pr > F
Modelo	41	0.215	0.052	2.09	0.0010
Error	126	0.317	0.002		
Total correcto	167	0.532			
Material	7	0.103	0.014	5.9	<0.0001
Dosis	11	0.097	0.008	3.5	0.0002
Material*Dosis	23	0.013	0.0006	0.2	0.9999
	R-cuadrado	Coef Var	Raiz MSE	Media IC	
	0.40	39.16	0.05	0.12	

Cuadro 17. Comparación de medias del índice de cosecha de brócoli por material orgánico.

Material	Media	Agrupamiento
Composta de cerdo	0.15	a
Composta de gallina	0.14	ab
Estiércol de gallina	0.13	ab
Estiércol de cerdo	0.13	ab
Estiércol de borrego c /paja	0.13	ab
Urea	0.12	ab
Composta de bovino	0.09	bc
Testigo	0.03	c

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes (TUKEY, $\alpha = 0.05$).

Diversas investigaciones reportan índices de cosecha superiores; Vagen *et al.* (2007) reporta un valor 0.29 para las variedades Milady, Conversa *et al.* (2012) reportan un índice de cosecha de 0.26 en la variedad Parthenon a una densidad de siembra de 35, 000 plantas ha⁻¹. Por otra parte Cartagena (2014) al fertilizar con dosis crecientes de nitrógeno (80 a 320 kg ha⁻¹) reporta índices de cosecha de entre 0.2 y 0.3.

5.1.2 Nitrógeno extraído por el cultivo

El análisis de la varianza para la extracción de nitrógeno en biomasa aérea total de brócoli presentó diferencia significativa para los factores material y dosis, pero no así para la interacción de ambos factores (Cuadro 18).

Cuadro 18. Análisis de varianza de la extracción de nitrógeno en brócoli por material orgánico y dosis aplicada.

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F-Valor	Pr > F
Modelo	41	7902575	192745	3.81	<0.0001
Error	125	6323805	50590		
Total correcto	166	14226381			
Material	7	5021568	717367	14.18	<0.0001
Dosis	11	2640849	240077	4.75	<0.0001
Material*Dosis	23	240159	10442	0.21	1.0000
R-cuadrado	Coef Var	Raiz MSE	Media		
0.56	25.4	225	884		

Al comparar las medias del contenido de nitrógeno por efecto de material (Cuadro 19), reflejo que las plantas que acumularon mayor cantidad (>1000 mg planta⁻¹) fueron aquellas que fueron enmendadas con estiércoles de cerdo y pollo y presentaron un rendimiento de la inflorescencia en peso fresco > 50 g planta⁻¹, este resultado fue contrastante con el reportado por Cartagena (2014) quien encontró acumulaciones >9000 mg planta⁻¹ a los 100 días después del trasplante y un peso fresco de la inflorescencia > 1 kg planta⁻¹, por otra parte Rincón *et al.* (1999) obtuvieron un rendimiento del florete de 384 g planta⁻¹ y una extracción de nitrógeno de 4860 mg planta⁻¹ al fertilizar de forma mineral.

Cuadro 19. Comparación de medias del contenido de nitrógeno en brócoli por material orgánico.

Material	Media	Agrupamiento
	mg planta ⁻¹	
Estiércol de Gallina	1180	a
Estiércol de cerdo	1011	ab
Composta de gallina	974	ab
Composta de cerdo	827	bc
Estiércol de borrego c /paja	804	bc
Urea	771	bc
Composta de bovino	712	c
Testigo	389	d

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes (TUKEY, $\alpha = 0.05$).

De acuerdo a la Figura 8 no se presentó una tendencia clara en la relación que existe entre el peso fresco del florete y la acumulación de nitrógeno por parte de la biomasa aérea total, esto se debió principalmente a la amplia variación existente entre las repeticiones de los tratamientos, lo cual no permitió que se aprecie claramente una tendencia.

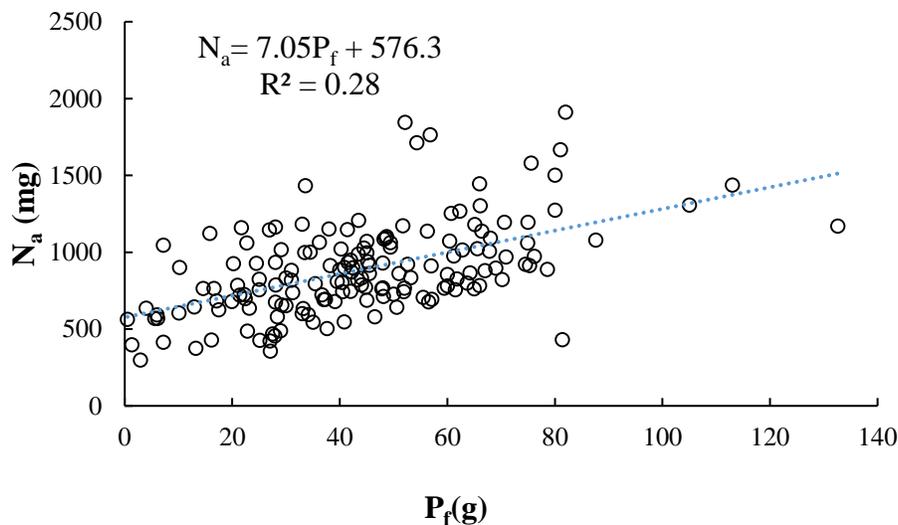


Figura 8. Relación entre Peso fresco de florete (P_f) y extracción de nitrógeno (N_a) de la biomasa total aérea (hojas, tallo, florete) al momento de la cosecha.

Al graficar el nitrógeno acumulado y peso seco acumulado en la biomasa aérea total (Figura 9) se puede notar que existe una tendencia lineal, lo cual indica que la concentración de nitrógeno se mantuvo constante en la planta.

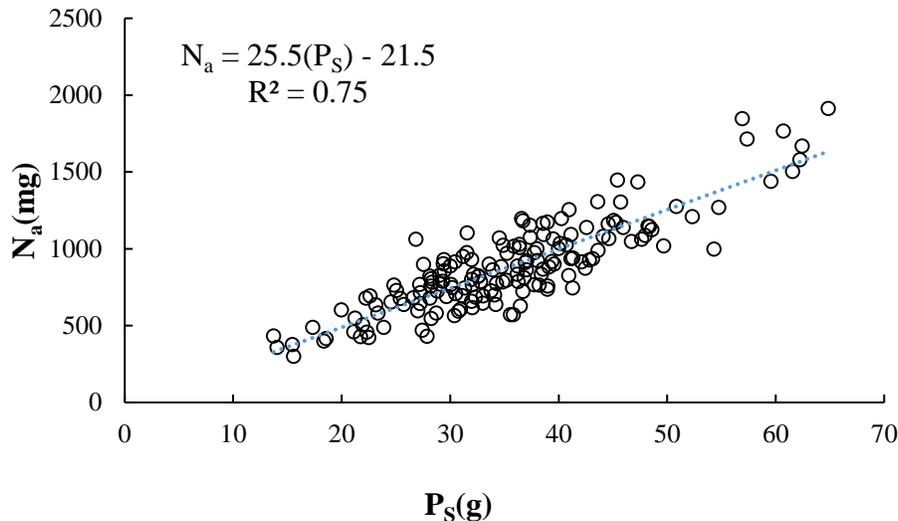


Figura 9. Relación entre peso seco (P_s) y nitrógeno acumulado (N_a) en la biomasa total aérea (hojas, tallo, florete) al momento de la cosecha.

De acuerdo al Cuadro 20 para el 97% de los tratamientos la eficiencia de recuperación de nitrógeno (ERN) orgánico, aplicado a través de las enmiendas se encontró en un intervalo de 8-42%, la mayor ERN se presentó en el tratamiento que incluía estiércol de cerdo a una dosis de 900 mg^{-1} de nitrógeno planta⁻¹, sin embargo esta eficiencia se redujo 5 veces (14 %) al aumentar la dosis a 3600 mg^{-1} planta⁻¹, la tendencia a la baja se observó en todos los tratamientos. La ERN para el tratamiento con urea estuvo en un rango de 5-25% al aplicar una dosis de entre 1320 y 5940 mg de nitrógeno planta⁻¹. Estos resultados difieren a los alcanzados por Zebarth *et al.* (1995) en donde la ERN al fertilizar brócoli en forma inorgánica a una dosis de 1600 mg de nitrógeno planta⁻¹ presentó valores de 46 a 93%, disminuyendo (20-44%) al aumentar la dosis de fertilización a 8000 mg de nitrógeno planta⁻¹, las diferencias entre los diferentes experimentos se deben principalmente a factores como: variedad del brócoli, tipo de suelo y condiciones climáticas durante el ciclo de cultivo.

Al comparar la ERN entre tratamientos que incluían estiércol compostado y no compostado, se puede notar que los tratamientos que contenían compostas de estiércol presentaron menor

porcentaje de recuperación de nitrógeno orgánico aplicado (<29%) en comparación de los tratamientos que incluían estiércol sin ningún proceso de transformación, en donde la mitad de estos tratamientos se encontraban en niveles de ERN >29%.

Cuadro 20. Eficiencia de recuperación de nitrógeno.

Material	Dosis	N_E	N_A	N_R
	g planta ⁻¹	mg	mg	%
Estiércol de cerdo	100	614	900	68
	150	554	1350	41
	200	648	1800	36
	250	709	2250	32
	300	644	2700	24
	400	494	3600	14
Estiércol de gallina	100	498	1200	42
	150	716	1800	40
	200	961	2400	40
	250	680	3000	23
	300	1050	3600	29
	400	766	4800	16
Estiércol de borrego c/paja	100	261	1000	26
	150	118	1500	8
	200	560	2000	28
	250	801	2500	32
	300	285	3000	10
	400	463	4000	12
Composta de estiércol Bovino	100	272	1100	25
	150	275	1650	17
	200	189	2200	9
	250	261	2750	9
	300	433	3300	13
	400	505	4400	11
Composta de estiércol de gallina	100	217	1700	13
	150	556	2550	22
	200	660	3400	19
	250	596	4250	14
	300	501	5100	10
	400	743	6800	11

Cuadro 20. Continúa...

Material	Dosis	N_E	N_A	N_R
	g planta ⁻¹	mg	mg	%
Composta de estiércol de cerdo	100	409	1400	29
	150	419	2100	20
	200	358	2800	13
	250	609	3500	17
	300	385	4200	9
	400	488	5600	9
Urea	2	335	1320	25
	4.5	329	2970	11
	6	551	3960	14
	7.5	236	4950	5
	9	489	5940	8

Nitrógeno acumulado en la biomasa aérea total menos el nitrógeno proporcionado por el suelo (N_E), nitrógeno total aplicado (N_A), nitrógeno recuperado en la biomasa aérea respecto al total aplicado en la enmienda (N_R).

En el Cuadro 21 se puede observar que no hubo diferencias estadísticas significativas entre tratamientos para la variable ERN, sin embargo si se presentaron diferencias por efecto de material orgánico aplicado. En cuanto a la comparación de medias de ERN por efecto de material se puede apreciar que existen dos grupos, el primero conformado por el estiércol de cerdo y de gallina en donde la ERN es mayor a 31% y el otro grupo conformado por el resto de los materiales incluyendo a la urea en donde a ERN se encontró por debajo de 19 % (Cuadro 22).

Cuadro 21. Análisis de varianza de la eficiencia de recuperación de nitrógeno (ERN) entre los diferentes tratamientos.

Fuente	Grados de Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F-Valor	Pr > F
Modelo	40	26401	660	5.59	0.001
Error	117	13821	118		
Total correcto	157	40223			
Material	6	11209	1868	15.8	<0.0001
Dosis	10	10673	1067	9.0	<0.0001
Material*Dosis	24	4518	188	1.59	0.0539
	R-cuadrado	Coef Var	Raiz MSE	Media ERN	
	0.65	51.2	10.86	21.2	

Cuadro 22. Comparación de medias de la eficiencia de recuperación de nitrógeno (ERN) por efecto material orgánico.

Material	ERN Media	Agrupamiento
	%	
Estiércol de cerdo	36.68	a
Estiércol de gallina	31.00	a
Composta de gallina	19.18	b
Estiércol de borrego c/paja	16.41	b
Urea	13.76	b
Composta de cerdo	16.15	b
Composta de bovino	14.01	b

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes (TUKEY, $\alpha = 0.05$).

En la Figura 10 se aprecia que los tratamientos que incluyeron estiércol de gallina sin proceso de compostaje tuvieron mayor valor de recuperación media de nitrógeno (35%) aplicado en comparación de su forma compostada (16%), para el caso de los tratamientos enmendados con estiércol de gallina el comportamiento fue similar en donde la ERN media fue de 31% para el estiércol no compostado y de 14% para el estiércol compostado. Al comparar la ERN entre estiércol

de borrego y composta de bovino tuvieron un comportamiento similar con una ERN media de 19 y 14% respectivamente.

Vagen *et al.* (2007) al fertilizar en forma de nitrógeno mineral a una dosis de 120 y 240 kg ha⁻¹ reportan valores de ERN de 82% y 65% respectivamente, siendo mayores a los encontrados en la presente investigación.

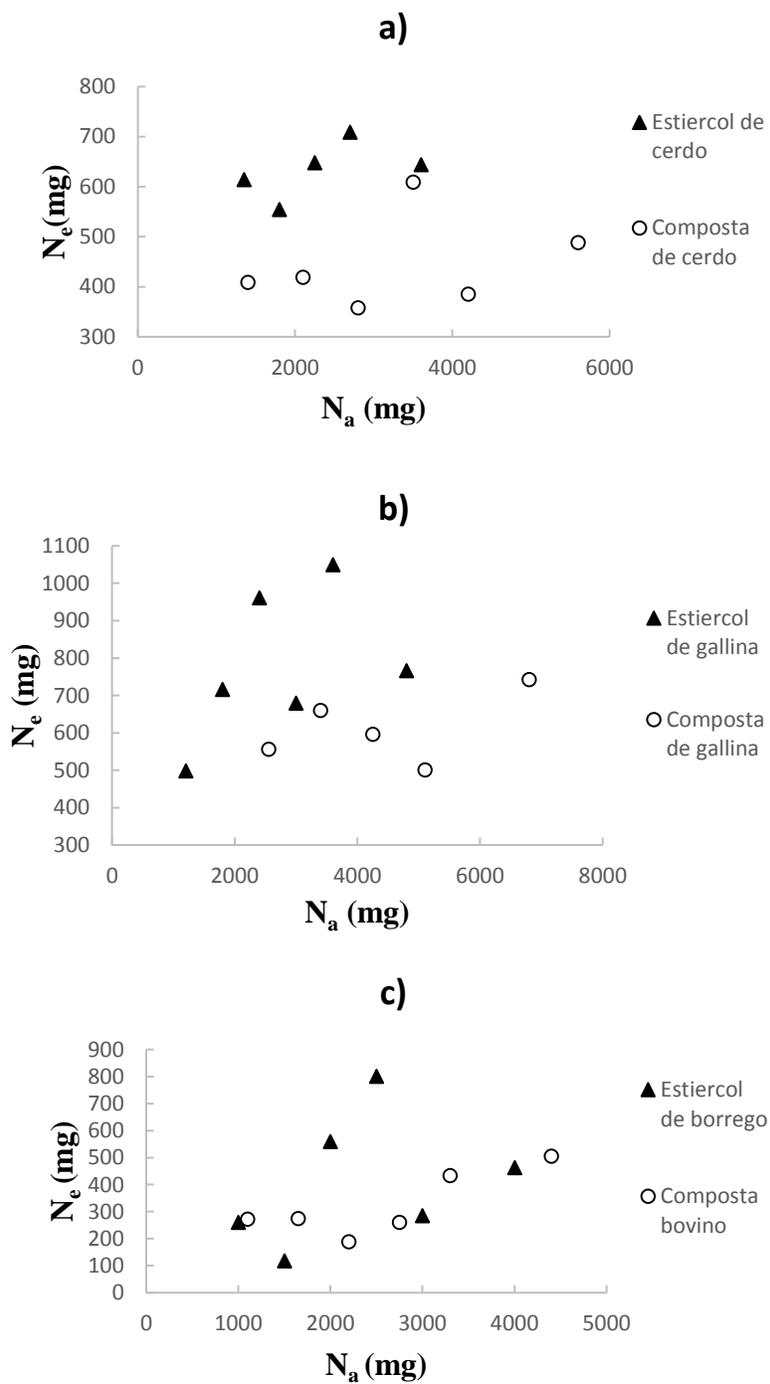


Figura 10. Relación entre nitrógeno aplicado (N_a) y nitrógeno extraído (N_e) en cultivo de brócoli para estiércol de cerdos (a), aves (b) y rumiantes (c).

5.2 CO₂-C liberado en incubaciones de laboratorio

Es importante señalar que al graficar cada repetición de las lecturas diarias de CO₂-C para los dos periodos de medición (Figura 11) se notó que existe dispersión entre las repeticiones y no presentan la misma tendencia, no obstante esta última se vuelve homogénea cuando los datos se presentan de manera acumulada.

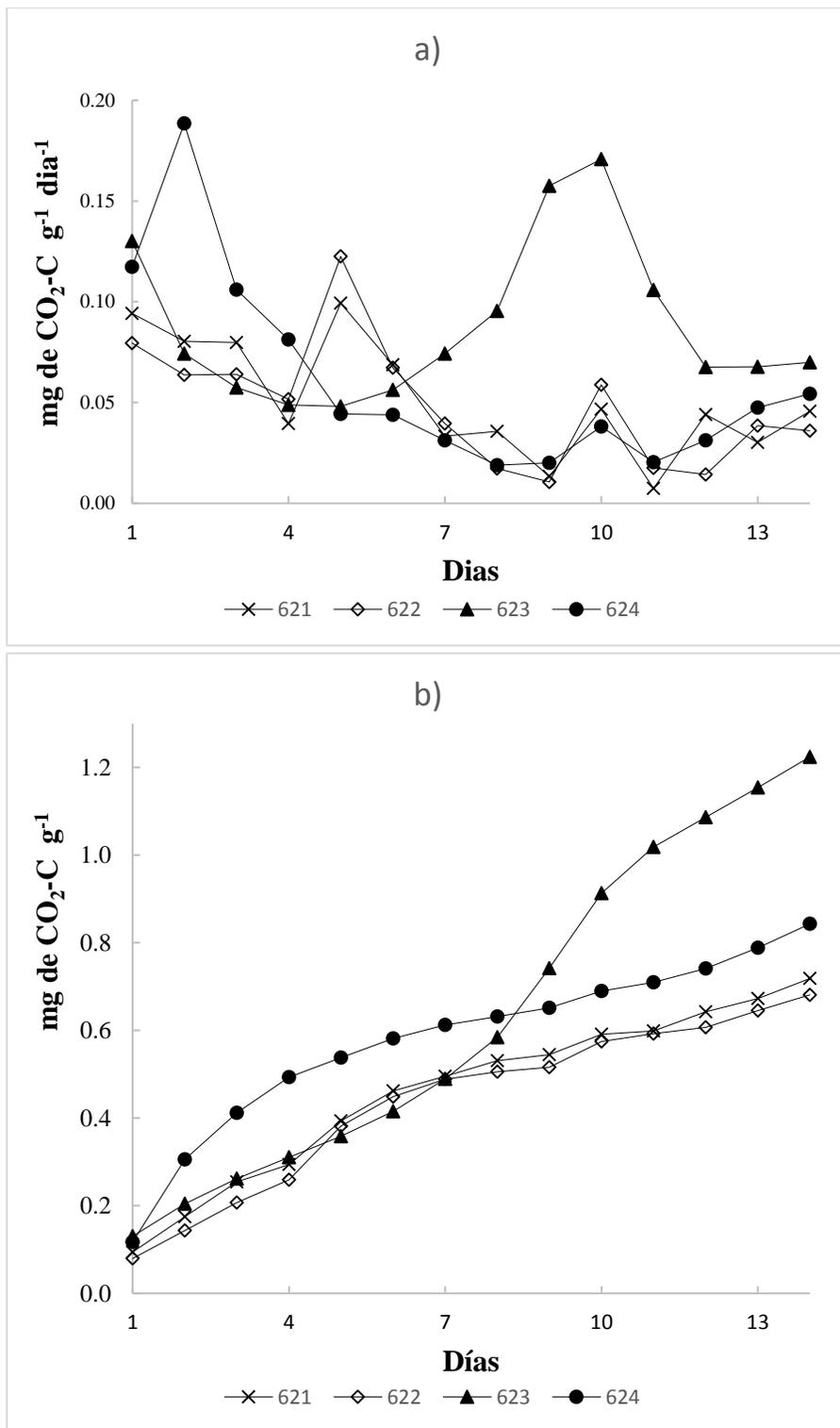


Figura 11. Emanación de CO₂-C entre repeticiones de un tratamiento típico; a) valor diario, b) valor acumulado.

Al medir la variación que existe entre repeticiones de cada tratamiento (Cuadro 23) se puede observar heterogeneidad en el coeficiente de variación, y que no existieron tendencias por tipo de material o por dosis, aunque el rango de variación fue muy amplio (2.4% a 40%), el cual es considerado alto para condiciones de laboratorio. Levi-Minzy *et al.* (1989) realizaron incubaciones aplicando diferentes estiércoles y materiales orgánicos con el objetivo de medir la emanación de CO₂-C, al medir el coeficiente de variación, este fue menor a 10% entre cada par de repeticiones. En la presente investigación la variación fue contrastante y se puede atribuir a que las incubaciones no se realizaron en condiciones controladas de temperatura (cámaras) por lo que afectó la precisión del método.

Cuadro 23. Coeficiente de variación (CV) entre las pendientes de las repeticiones del valor acumulado de respiración CO₂-C.

Material	Dosis mg g ⁻¹ suelo	CV %
Compost de gallina	16	2
Urea	1	6
Compost de gallina	64	9
Estiércol de borrego	64	10
Estiércol de borrego	32	10
Estiércol de cerdo	32	10
Urea	0.5	11
Estiércol de gallina	32	11
Urea	1.5	12
Estiércol de cerdo	16	12
Estiércol de gallina	64	12
Compost de bovino	16	12
Estiércol de borrego	16	13
Compost de bovino	64	14
Estiércol de gallina	16	14
Compost de cerdo	64	14
Compost de gallina	32	18
Estiércol de borrego	64	18
Compost de cerdo	16	27
Compost de bovino	32	27
Testigo		28
Compost de cerdo	32	40

Con el objetivo de conocer el comportamiento de la tendencia para la emanación de CO₂-C, se estudiaron las pendientes que existen entre los diferentes subperiodos de medición y después de obtener la pendiente del acumulado de cada unidad se contrastaron en una prueba de *t* (Cuadro 24), se encontraron diferencias significativas con un $\alpha = 0.05$ para los dos primeros subperiodos, la prueba mostro que entre los subperiodos 3 y 4 no hubo diferencia estadística, lo que indica que la tasa de emanación fue constante entre los días de medición 12 y 16. Al graficar la dispersión de la pendiente de cada subperiodo con el anterior se describen 3 tendencias (Figura 12), se observa en la serie 1 que la tasa de liberación de CO₂-C fue mayor en los primeros dos días de la medición en comparación del segundo periodo en donde la tasa disminuyo 68%, para el tercer periodo la tasa de emanación de CO₂-C fue 26% respecto al segundo subperiodo (Serie 2) y finalmente disminuyó en un 11% durante el último periodo respecto al tercero (Serie 3), de esta forma se puede notar que al inicio de la incubación existe una alta tasa de liberación de CO₂-C para después disminuir y tender a ser constante.

Cuadro 24. Prueba de *t* al comparar la pendiente de la recta de los subperiodos acumulados de medición de CO₂-C.

Periodo de medición	Pendiente 1	Pendiente 2	N	media(dif)	DE(dif)	T	Bilateral
1	1 ^{er} acumulado	2 ^{do} acumulado	46	0.170	0.23	4.87	<0.0001
	2 ^{do} acumulado	3 ^{er} acumulado	46	0.020	0.05	2.28	0.0274
	3 ^{er} acumulado	4 ^{to} acumulado	46	0.004	0.03	0.87	0.3877
2	1 ^{er} acumulado	2 ^{do} acumulado	46	0.13	0.12	7.01	<0.0001

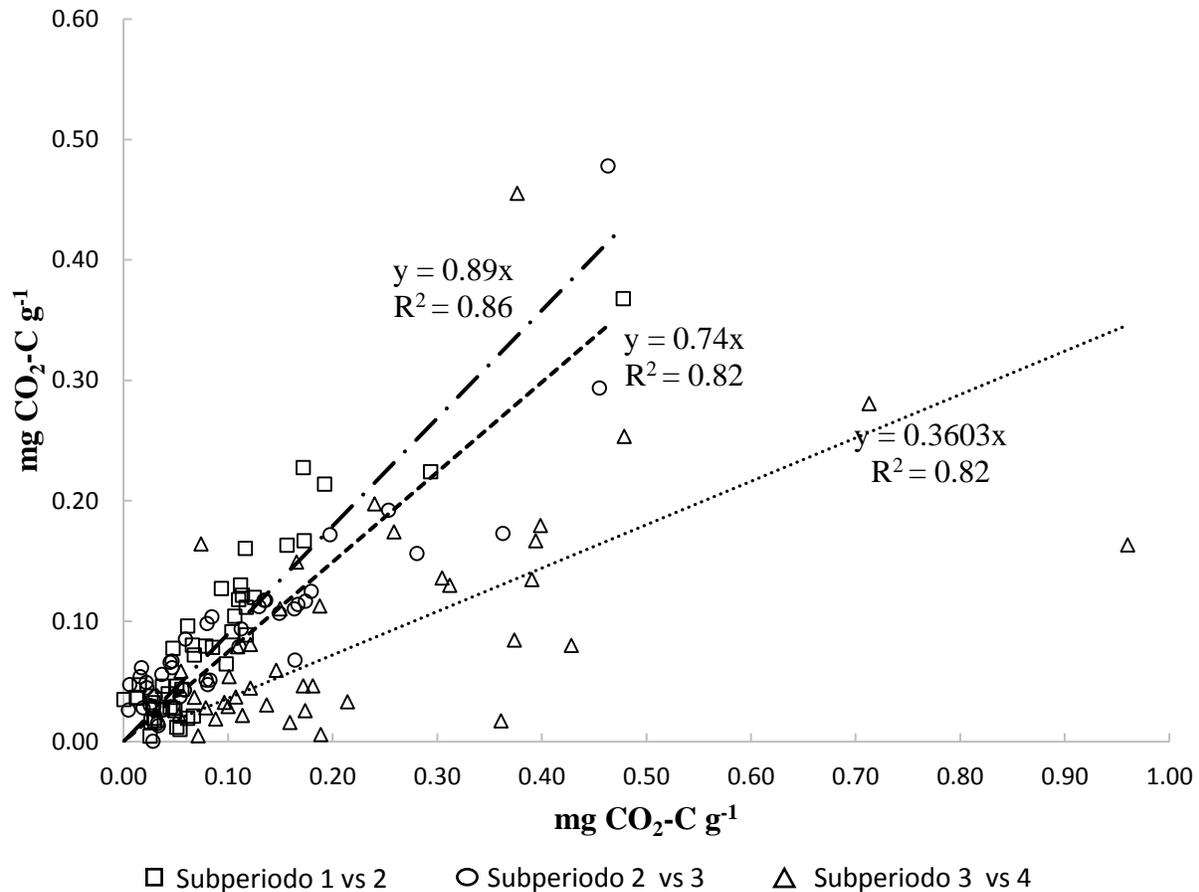


Figura 12. Dispersión de las pendientes (m) obtenidas del valor acumulado de CO₂-C del primer periodo de medición.

El segundo periodo de incubación se midió durante 14 días y existieron dos subperiodos: día 1-5 y días 7-12, de acuerdo a las prueba de t (Cuadro 24) existieron diferencias significativas al contrastar la pendiente entre ambos periodos. El gráfico de dispersión de la pendiente del primer vs el segundo subperiodo (Figura 13), indica que durante los días 1-5 fueron mayores las tasas de liberación de CO₂-C en comparación del segundo subperiodo en donde la pendiente fue proporcionalmente menor (42%).

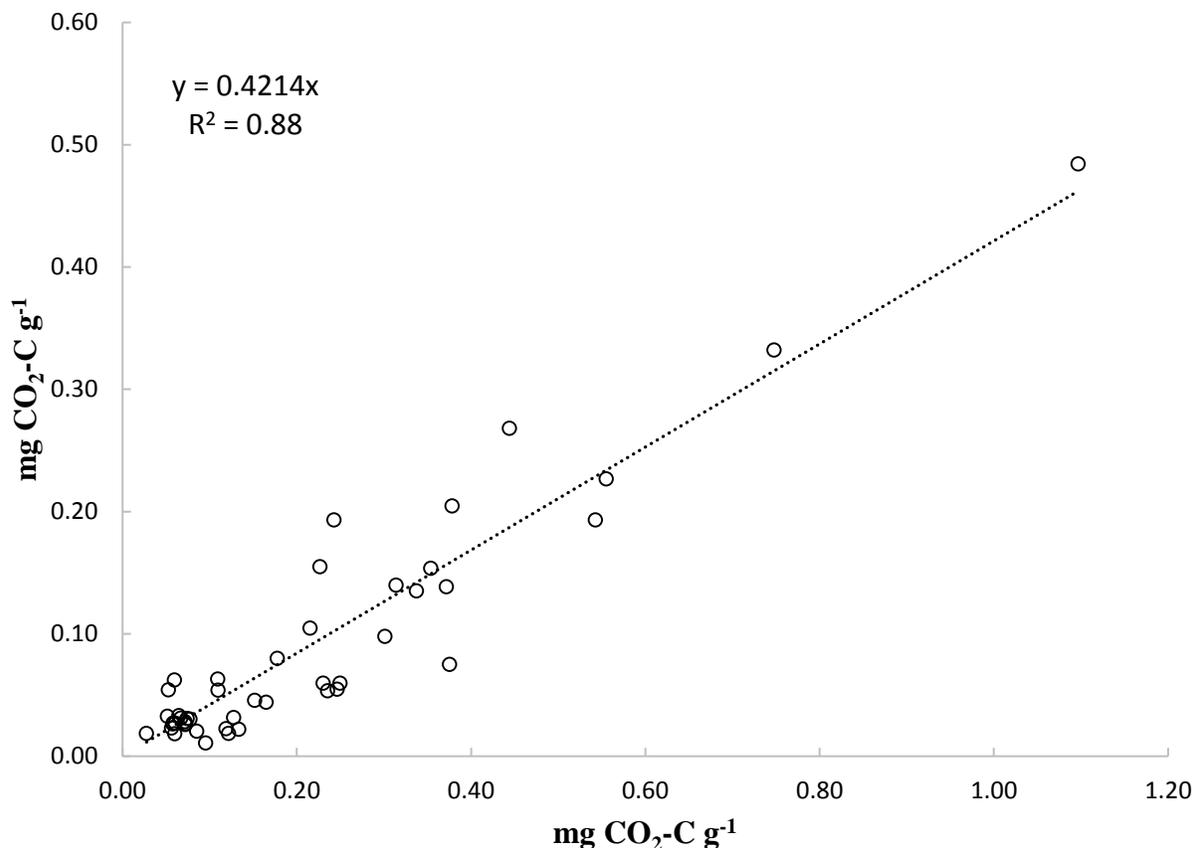


Figura 13. Dispersión de las pendientes (m) entre los dos subperiodos de medición, obtenidas del valor acumulado de CO₂-C del segundo periodo de medición.

De acuerdo a la comparación de medias de CO₂-C obtenidas entre los diferentes tratamientos (Cuadro 27) los tratamientos con estiércol de cerdo y de gallina presentaron valores medios más altos de emanación de CO₂-C (> 2 mg de CO₂-C g⁻¹) en comparación con los tratamientos que incluían composta de bovino (<0.8 mg de CO₂-C g⁻¹) los cuales no tuvieron diferencia estadística con el testigo. Levi-Minzi *et al.* (1989) encontraron un comportamiento similar al de la presente investigación, ellos incubaron estiércol de bovinos y no encontraron diferencias significativas con el testigo en cuanto a la emanación de CO₂ reportando que se liberó menos del 5% del carbono agregado en forma orgánica indicando que el estiércol de bovino es más resistente a la mineralización en comparación de otros estiércoles. Castellanos y Pratt (1981) encontraron que durante las primeras dos semanas de incubación el estiércol de cerdos y de aves liberaron en forma de CO₂ cerca del 40% del C orgánico total agregado al suelo, comparado con un valor de 5% para

la composta de estiércol de vaca. Por otra parte Gale y Gilmour (1986) al aplicar de 1g de estiércol de pollo 50 g⁻¹ de suelo, encontraron que durante las dos primeras semanas de incubación se liberó 35% del carbono orgánico aplicado, de acuerdo a otro estudio realizado por Ajwa y Tabataba (1994) el estiércol de cerdo y aves que aplicaron liberaron 50% del carbono orgánico total aplicado durante los primero 5 días de incubación a una dosis de 9 g de carbono kg⁻¹ de suelo.

Los resultados de este experimento indican que entre mayor fue la dosis de composta de bovino menor fue la liberación de CO₂-C esto puede ser ocasionado por un efecto de inmovilización del nitrógeno con una consecuente disminución en la respiración de las bacterias y menor emanación de nitrógeno. Gale y Gilmour (1986) encontraron una relación lineal entre el nitrógeno mineralizado y el CO₂-C al realizar incubaciones.

Cuadro 25. Comparación de la media de CO₂-C medido en incubaciones aerobias por material orgánico y dosis de aplicación.

Material	Dosis	Media	Agrupamiento	Carbono mineralizado respecto al total agregado
				%
	mg ⁻¹ g ⁻¹ suelo	mg de CO ₂ -C g ⁻¹ suelo		
Estiércol de cerdo	64	9.1	a	54
Estiércol de cerdo	32	5.0	b	57
Estiércol de gallina	64	4.7	b	23
Composta de gallina	64	3.1	c	25
Estiércol de gallina	32	2.8	c	25
Estiércol de cerdo	16	2.8	c	57
Estiércol de borrego c/paja	64	2.7	c	13
Estiércol de gallina	16	1.9	d	31
Composta de gallina	32	1.8	de	13
Estiércol de borrego c/paja	32	1.7	de	14
Estiércol de borrego c/paja	16	1.3	ef	18
Composta de gallina	16	1.2	ef	28
Urea	1.5	0.9	gf	
Urea	1	0.9	gf	
Composta de cerdo	32	0.8	gf	4.9
Composta de cerdo	64	0.8	gf	1.9
Urea	0.5	0.7	g	

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes (TUKEY, $\alpha = 0.05$).

Cuadro 20. Continúa...

Material	Dosis	Media	Agrupamiento	Carbono mineralizado respecto al total agregado
	mg ⁻¹ g ⁻¹ suelo	mg de CO ₂ -C g ⁻¹ suelo		%
Composta de cerdo	16	0.6	g	1.1
Composta de bovino	16	0.6	g	1.2
Testigo		0.5	g	
Composta de bovino	32	0.5	g	0.04
Composta de bovino	64	0.5	g	0.12

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes (TUKEY, $\alpha = 0.05$).

Durante el periodo de incubación no se llegó a estabilizar la emanación de CO₂ (Figura 14), se aprecia que existe una mayor tasa de liberación de CO₂-C durante la primera semana de incubación, con una posterior disminución en la segunda semana. Ajwa y Tabatabai (1994) incubaron diferentes estiércoles para medir la mineralización del Carbono, aplicando los materiales a una dosis de 9 g de carbono orgánico por kg⁻¹ de suelo, de esta forma encontraron que la tasa de liberación de CO₂ fue constante a los 13, 17 y 20 días para el estiércol de pollo, cerdo y bovino respectivamente, de acuerdo a estos autores la composición del estiércol reflejó la capacidad de este para mineralizarse, siendo los estiércoles provenientes de animales alimentados con mayor porcentaje de fibra en la dieta los que presentan tasas de mineralización menores como es el caso de estiércol de bovino y caballos.

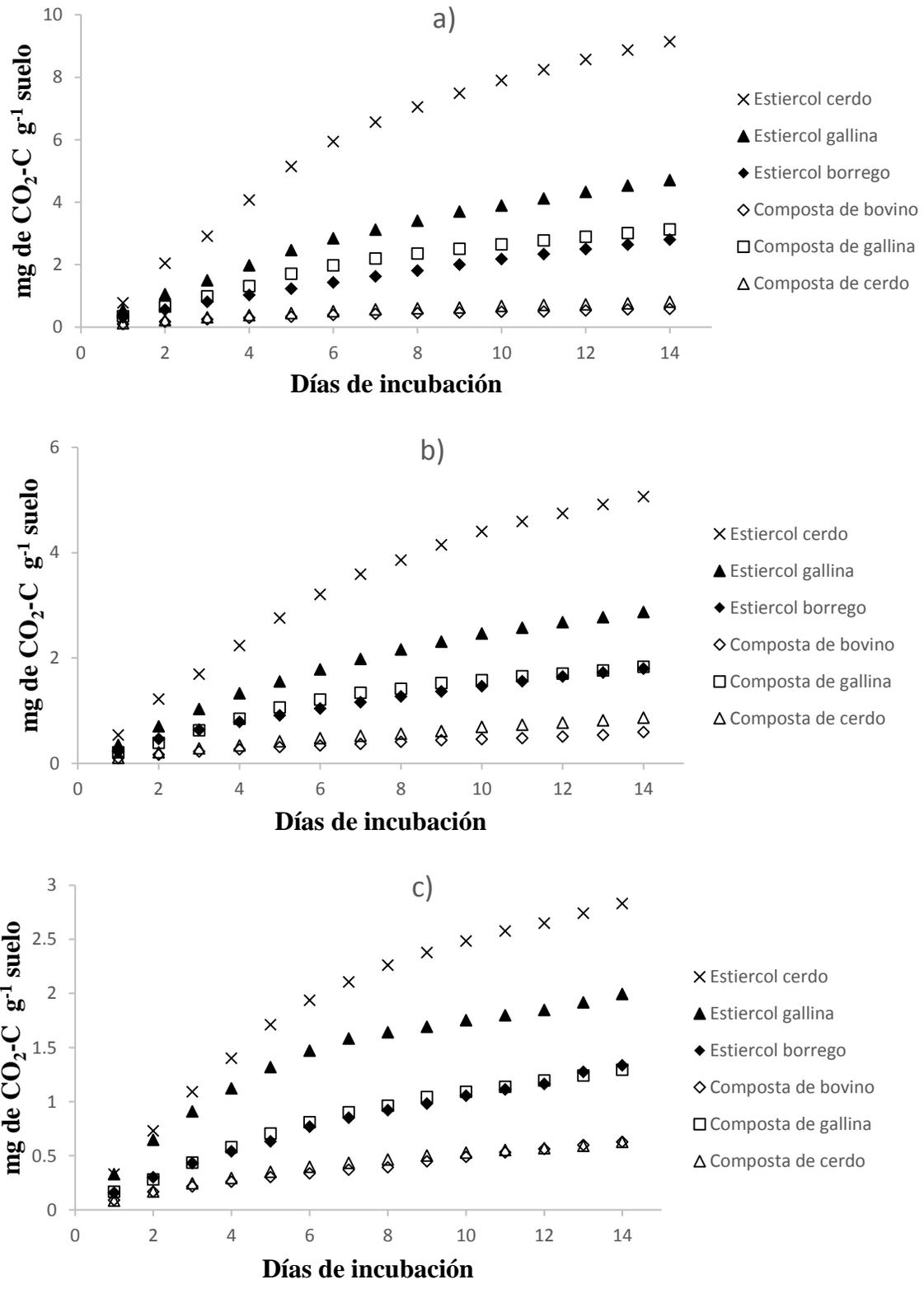


Figura 14. Valor acumulado del CO₂-C mineralizado durante 14 días de incubación a diferente dosis de aplicación: 66, 33 y 16 (mg de m.o. g⁻¹ suelo) a), b) y c) respectivamente.

En la Figura 15 se puede notar que al medir la mineralización del carbono mediante incubaciones con suelo enmendado y graficarlo con la extracción de nitrógeno de brócoli enmendado a la misma dosis, tiene una tendencia de tipo exponencial con un coeficiente de determinación bajo (0.51) en la relación que existe entre ambas variables, esto se atribuye a que en las incubaciones no se tuvo un ambiente controlado (humedad y temperatura), lo cual fue más acentuado en el invernadero.

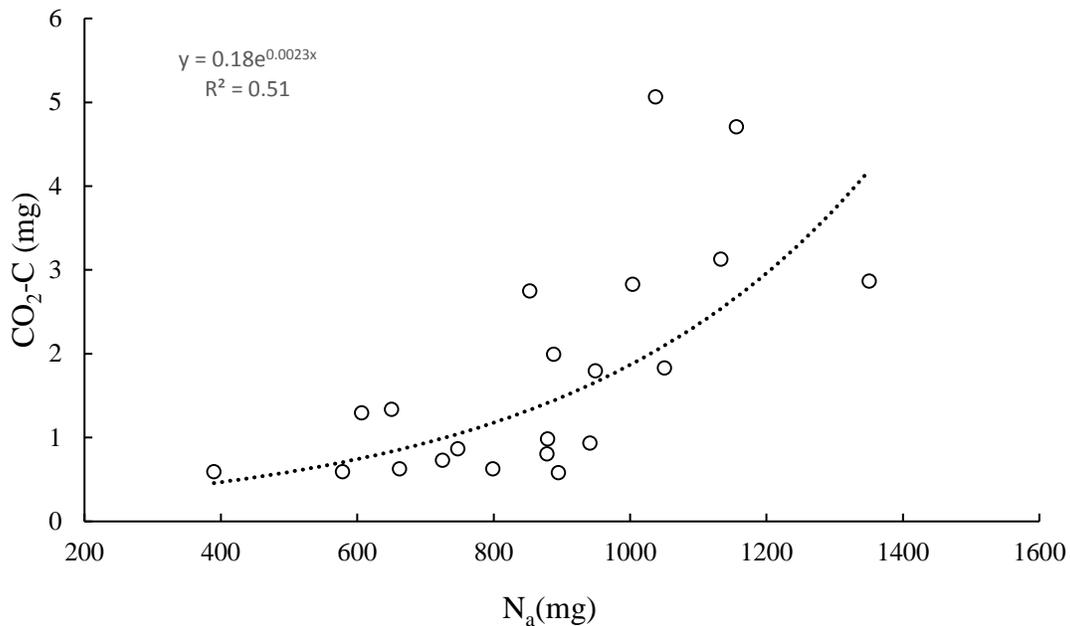


Figura 15. Relación entre carbono mineralizado en incubaciones (CO₂-C) y acumulación de nitrógeno (N_a) de la biomasa total aérea de brócoli (hojas, tallo, florete).

En la Figura 15 y16 se puede observar que al contrastar las variables nitrógeno acumulado y carbono mineralizado, existen diferentes tendencias, esto es debido a que durante las incubaciones el carbono mineralizado respecto al total agregado varió entre los diferentes tratamientos siendo los tratamientos que incluían estiércol de cerdo y gallina los que mineralizaron hasta 50 % del carbono total agregado y tuvieron mayor ERN (> 40%), de acuerdo a Gale y Gilmour (1986) al realizar incubaciones existe una relación lineal entre el nitrógeno y el CO₂-C mineralizados, por lo que aquellos tratamientos en donde se liberó mayor cantidad de CO₂-C, se liberó mayor cantidad de nitrógeno y por lo tanto se absorbió mayor cantidad en los tejidos, lo que se refleja en mayor

acumulación de biomasa aérea, como lo indican los resultados, por otra parte es posible que no haya existido una sincronización entre la mineralización del nitrógeno y el pico de demanda de este nutriente en el cultivo. Así mismo el comportamiento de la tasa de mineralización de las fracciones más resistentes a la descomposición entre los diferentes materiales se desconoce debido a que no se continuaron mediciones posteriores a las dos primeras semanas de incubación.

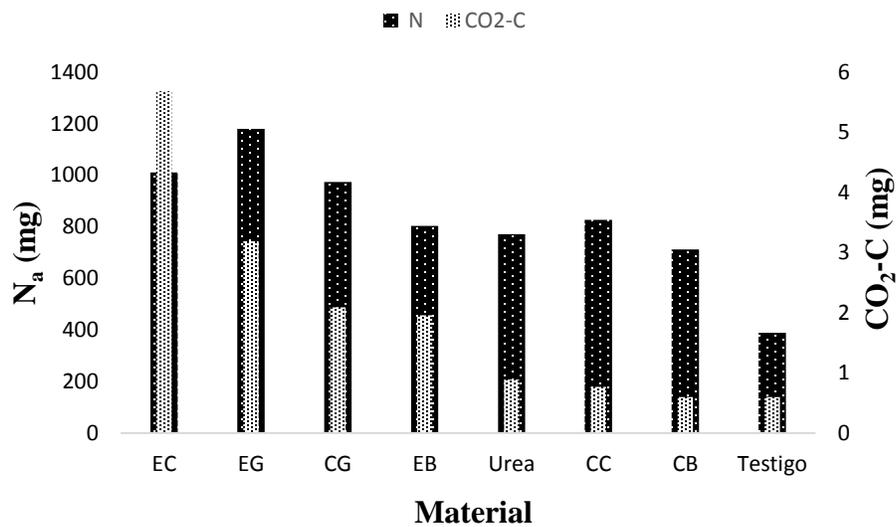


Figura 16. Nitrógeno acumulado en la biomasa aérea (N_a) y carbono mineralizado por efecto de material aplicado.

6. CONCLUSIONES

Para todas las variables evaluadas (acumulación de materia seca, índice de cosecha, nitrógeno acumulado, eficiencia de recuperación de nitrógeno y carbono mineralizado) los estiércoles de cerdo y gallina sin compostar, tuvieron los valores más altos en comparación del resto de los materiales orgánicos evaluados, sin embargo, contrario a lo esperado, la composta de gallina ocupó el tercer lugar.

En las incubaciones el estiércol de cerdo y gallina, tuvieron una eficiencia de recuperación de nitrógeno $>36\%$. Algunos materiales orgánicos ocasionaron inmovilización durante el periodo de incubación 15 días como fue el caso de la composta de bovino lo que indicó que es un material resistente a la mineralización de sus componentes y menor aporte de nitrógeno al suelo, siendo su comportamiento muy similar al testigo. Por otra parte se encontró que la relación carbono a nitrógeno entre los estiércoles no es un buen indicador de su capacidad de descomposición al compararlos entre sí, debido a que las compostas tenían baja relación, no obstante, tuvieron menor efecto en las variables medidas (peso seco, acumulación de nitrógeno, mineralización de $\text{CO}_2\text{-C}$, ERN, etc.).

En los resultados de las incubaciones se presentó amplia variación entre las repeticiones de cada tratamiento, lo que sugiere que para este tipo de experimentos es indispensable tener un estricto control de la temperatura y la humedad, entre otros factores que ocasionen ruido. En este sentido es importante resaltar que al trabajar con datos acumulados del $\text{CO}_2\text{-C}$ mineralizado se oculta la dispersión de los datos que nos pueden llevar a conclusiones inadecuadas.

Los resultados experimentales indican que al fertilizar con estiércol compostado y no compostado a las dosis utilizadas que incluyeron el límite de aplicación impuesto por la norma europea, no fueron capaces de cubrir la demanda nutrimental del cultivo de brócoli, la acumulación de biomasa aérea total y en especial la parte de interés comercial alcanzó bajo rendimiento ($<60 \text{ g planta}^{-1}$), por lo que las necesidades de este cultivo rebasan el límite de aplicación impuesto por la norma orgánica europea.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Abbasi, M. K., Tahir, M. M., Sadiq, A., Iqbal, M., & Zafar, M. 2012. Yield and nitrogen use efficiency of rainfed maize response to splitting and nitrogen rates in Kashmir, Pakistan. *Agronomy Journal* 104(2): 448-457.
- Abbasi, M. K., Khaliq, A., Shafiq, M., Kazmi, M., & Ali, I. 2010. Comparative effectiveness of urea N, poultry manure and their combination in changing soil properties and maize productivity under rainfed conditions in Northeast Pakistan. *Experimental Agriculture* 46(02): 211-230.
- Abbas, M. T., Hamza, M. A., Youssef, H. H., Youssef, G. H., Fayez, M., Monib, M., & Hegazi, N. A. 2014. Bio-preparates support the productivity of potato plants grown under desert farming conditions of north Sinai: Five years of field trials. *Journal of advanced research* 5: 41-48.
- 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: 266-268.
- Ahmad, R., Arshad, M., Khalid, A., & Zahir, Z. A. 2008. Effectiveness of organic-/bio-fertilizer supplemented with chemical fertilizers for improving soil water retention, aggregate stability, growth and nutrient uptake of maize (*Zea mays* L.). *Journal of Sustainable Agriculture* 31: 57-77.
- Ahmad, R., Khalid, A., Arshad, M., Zahir, Z. A., & Mahmood, T. 2008. Effect of compost enriched with N and L-tryptophan on soil and maize. *Agronomy for sustainable development* 28: 299-305.
- Ajwa, H. A., & Tabatabai, M. A. 1994. Decomposition of different organic materials in soils. *Biology and Fertility of Soils* 18: 175-182.
- Alcántar, G. G. M Sandoval V (1999) Manual de análisis químico de tejido vegetal. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo AC Publicación especial (10).
- Almeida Acosta, J. A. D., Amado, T. J. C., Neergaard, A. D., Vinther, M., Silva, L. S. D., & Silveira Nicoloso, R. D. 2011. Effect of ¹⁵N-labeled hairy vetch and nitrogen fertilization on maize nutrition and yield under no-tillage. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 35: 1337-1345.
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., Makridis, T., Puech, T., & Tittel, C. 2015. Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems* 139: 82-92.
- Anon. 2000. Fertiliser Recommendations for Agricultural and Horticultural Crops. Seventh edition. The Stationery Office, Norwich (209).

- Ayeni, L. S., Adetunji, M. T., Ojeniyi, S. O., Ewulo, B. S., & Adeyemo, A. J. 2008. Comparative and cumulative effect of cocoa pod husk ash and poultry manure on soil and maize nutrient contents and yield. *American-Eurasian Journal of Sustainable Agriculture* 2: 92-97.
- Azeez, J. O., & Van Averbeke, W. 2010. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. *Bioresource technology* 101: 5645-5651.
- Bai, J. S., Cao, W. D., Xiong, J., Zeng, N. H., Gao, S. J., & Katsuyoshi, S. 2015. Integrated application of February Orchid (*Orychophragmus violaceus*) as green manure with chemical fertilizer for improving grain yield and reducing nitrogen losses in spring maize system in northern China. *Journal of Integrative Agriculture* 14: 2490-2499.
- Båth, B., Ekblad, G., Ascard, J., Olsson, K., & Andersson, B. 2006. Yield and nitrogen uptake in organic potato production with green manures as pre-crop and the effect of supplementary fertilization with fermented slurry. *Biological agriculture & horticulture* 24: 135-148.
- Benítez, C., Tejada, M. y González, J. 1998. Influencia de condiciones edafoclimáticas en la mineralización de N-ureico en suelos mediterráneos. XVI Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo. Montpellier, Francia. p243.
- Benvindo, S. M. M. V. 2014. Effects of manure, lime and phosphorus fertilizer on soil properties and soybean (*glycine max.*) yields in Embu county, Kenya (Doctoral dissertation).
- Benincasa, P., Tosti, G., Tei, F., & Guiducci, M. 2010. Actual N availability from winter catch crops used for green manuring in maize cultivation. *Journal of Sustainable Agriculture* 34: 705-723.
- Berenguer, P., Santiveri, F., Boixadera, J., & Lloveras, J. 2008. Fertilisation of irrigated maize with pig slurry combined with mineral nitrogen. *European Journal of Agronomy* 28: 635-645.
- Bhaduri, D., & Gautam, P. 2012. Balanced use of fertilizers and FYM to enhance nutrient recovery and productivity of wheat (*Triticum aestivum* cv UP-2382) in a Mollisol of Uttarakhand. *International Journal of Agriculture Environment and Biotechnology* 5: 435-439.
- Biau, A., Santiveri, F., Mijangos, I., & Lloveras, J. 2012. The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions. *European Journal of Soil Biology* 53: 56-61.
- Biradar, A., & Jayadeva, H. M. 2013. Influence of targeted yield approach on yield, yield attributes, nutrient uptake and economics of maize. *Madras Agricultural Journal* 100: 146-149.
- Bierman, S., Erickson, G. E., Klopfenstein, T. J., Stock, R. A., & Shain, D. H. 1999. Evaluation of nitrogen and organic matter balance in the feedlot as affected by level and source of dietary fiber. *Journal of animal science* 77: 1645-1653.

- Bowen, P. A., Zebarth, B. J., & Toivonen, P. M. A. 1999. Dynamics of nitrogen and dry matter partitioning and accumulation in broccoli (*Brassica oleracea* var. *italica*) in relation to extractable soil inorganic nitrogen. *Canadian journal of plant science* 79: 277-286.
- Campiglia, E., Mancinelli, R., De Stefanis, E., Pucciarmati, S., & Radicetti, E. 2015. The long-term effects of conventional and organic cropping systems, tillage managements and weather conditions on yield and grain quality of durum wheat (*Triticum durum* Desf.) in the Mediterranean environment of Central Italy. *Field Crops Research* 176: 34-44.
- Calderón, F.J., G.W. McCarty, J.S. Van Kessel, and J.B. Reeves. 2004. Carbon and Nitrogen dynamics during incubation of manured soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1592–1599
- Canh, T. T., M.W.A. Verstegen, A.J.A. Aarnink, and J. W. Schrama. 1997. Influence of dietary factors on nitrogen partitioning and composition of urine and feces of fattening pigs. *J. Anim. Sci.* 75: 700-706.
- Canh, T.T., A.J.A. Aarnink, J.B. Schutte, A. Sutton, D.J. Langhout and M.W.A. Verstegen. 1998a. Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livest. Prod. Sci.* 56:181–191
- Canh, T.T., A.L. Sutton, A.J.A. Aarnink, M.W.A. Verstegen, J.W. Schrama, and G.C.M. Bakker. 1998b. Dietary carbohydrates alter the faecal composition and pH and the ammonia emission from slurry of growing pigs. *J. Anim. Sci.* 76:1887-1895.
- Cartagena Ayala, Y. E. 2014. El modelo sistémico para la fertilización nitrogenada en brócoli (*Brassica oleracea* itálica). Tesis de Doctor en Ciencias. Colegio de posgraduados, Campus Montecillos. México.
- Castellanos, J. Z., and P. F. Pratt. 1981. Mineralization of manure nitrogen correlation with laboratory indexes. *Soil Sci.Soc. Am. J.* 45:354-357.
- Cela, S., Santiveri, F., & Lloveras, J. 2011. Residual effects of pig slurry and mineral nitrogen fertilizer on irrigated wheat. *European Journal of Agronomy* 34: 257-262.
- Cerrato, M., Leblanc, H. y Kameko, C. 2007. Potencial de mineralización de nitrógeno de bokashi, compost y lombricompost producidos en la Universidad EARTH. *Revista Tierra Tropical* 3:183-197.
- Chadwick D R, John F, Pain B F, Chambers B J, Williams J C. 2000. Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: A laboratory experiment. *Journal of Agricultural Science* 134: 159-168.
- Chadwick, D., Wei, J., Yan'an, T., Guanghui, Y., Qirong, S., & Qing, C. 2015. Improving manure nutrient management towards sustainable agricultural intensification in China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 209:34-46.

- Chavéz, H. 2014. Cultivos orgánicos crecen 22% al año. El financiero. Recuperado de <http://www.elfinanciero.com.mx/economia/cultivos-organicos-crecen-22-al-ano.html>
- Choudhary, V. K., & Kumar, P. S. 2013. Maize production, economics and soil productivity under different organic source of nutrients in eastern himalayan region, India. *Int. J. Plant Prod.* 7: 167-186.
- Cheng, Y., Jie, Z., Liu, Z. X., Huo, Z. J., Peng, L., Dong, S. T., & Bin, Z. H. A. O. 2015. Modified fertilization management of summer maize (*Zea mays* L.) in northern China improves grain yield and efficiency of nitrogen use. *Journal of Integrative Agriculture* 14: 1644-1657.
- Cierpka, T., & Sligh, M. 2007. The origins of organic farming. En Lockeretz, W. (Editor), *Organic Farming An International History*. UK. CABI. pp: 30-39
- CNPO. 2016. Consejo Nacional de Agricultura Orgánica. México. Recuperado de <http://www.cnpo.org.mx/presentacion.html>
- Conversa, G., Bonasia, A., & Elia, A. 2012. Growth and Nitrogen Uptake of Two Broccoli Cultivars. In VI International Symposium on Brassicas and XVIII Crucifer Genetics Workshop. pp: 633-640.
- Corbeels, M., G. Hofman, and O. Van Cleemput. 1999. Simulation of net N immobilization and mineralisation in substrate-amended net N immobilization, soils by theNCSOIL computer model. *Biol. Fertil. Soils* 28(4): 22–430.
- Delin, S., & Engström, L. 2010. Timing of organic fertiliser application to synchronise nitrogen supply with crop demand. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B–Soil and Plant Science* 60: 78-88.
- Delin, S. 2011. Fertilizer value of nitrogen in hen and broiler manure after application to spring barley using different application timing. *Soil Use and Management* 27(4): 415-426.
- Diekmann, K. H., De Datta, S. K., & Ottow, J. C. G. 1993. Nitrogen uptake and recovery from urea and green manure in lowland rice measured by ^{15}N and non-isotope techniques. *Plant and Soil* 148(1): 91-99.
- Díaz-Pérez, J. C. 2009. Root zone temperature, plant growth and yield of broccoli [*Brassica oleracea* (Plenck) var. *italica*] as affected by plastic film mulches. *Scientia Horticulturae* 123(2): 156-163.
- Dijkstra, J., Kebreab, E., Mills, J. A. N., Pellikaan, W. F., López, S., Bannink, A., & France, J. 2007. Predicting the profile of nutrients available for absorption: from nutrient requirement to animal response and environmental impact. *Animal-Cambridge University Press* 1(1): 99.

- Doltra, J., & Olesen, J. E. 2013. The role of catch crops in the ecological intensification of spring cereals in organic farming under Nordic climate. *European Journal of Agronomy* 44: 98-108.
- Dordas, C. A., Lithourgidis, A. S., Matsi, T., & Barbayiannis, N. 2008. Application of liquid cattle manure and inorganic fertilizers affect dry matter, nitrogen accumulation, and partitioning in maize. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 80(3): 283-296.
- Douxchamps, S., Frossard, E., Bernasconi, S. M., Van der Hoek, R., Schmidt, A., Rao, I. M., & Oberson, A. (2011). Nitrogen recoveries from organic amendments in crop and soil assessed by isotope techniques under tropical field conditions. *Plant and soil* 341: 179-192.
- Edwards, N.T. 1982. The use of soda-lime for measuring respiration rates in terrestrial systems. *Pedobiologia*. 23:321-330.
- Effland, M. J. 1977. Modified procedure to determine acid insoluble lignin in wood and pulp. *Technical Association of the Pulp and Paper Industry*. 60(10):143-144.
- Eghball, B., & Power, J. F. 1999. Composted and noncomposted manure application to conventional and no-tillage systems: corn yield and nitrogen uptake. *Agronomy journal* 91(5): 819-825.
- El-Helaly, M. A. 2012. Effect Of Nitrogen Fertilization Rates And Potassium Sources On Broccoli Yield, Quality And Storability. *Research Journal of Agriculture and Biological Sciences* 8(4): 385-394.
- Erdem, T., Arın, L., Erdem, Y., Polat, S., Deveci, M., Okursoy, H., & Gültaş, H. T. 2010. Yield and quality response of drip irrigated broccoli (*Brassica oleracea* L. var. *italica*) under different irrigation regimes, nitrogen applications and cultivation periods. *Agricultural Water Management* 97(5): 681-688.
- Eriksen Ornberg Rasmus , Kristensen Erick Steen. 2004. Fertilizers and Soils conditioners in organic farming in Denmark. *Organic Inputs Evaluation*. Emerson Collegue. Great Britain 2: 22-25
- Eyhorn, F., Heeb, M., & Weidmann, G. 2002. *IFOAM Training Manual for Organic Agriculture in the Tropics*-Theory, Transparencies, Didactic Approach. International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM) Tholey-Theley, 243 pp.
- Fallah, S., Ghalavand, A., & Raiesi, F. 2013. Soil Chemical Properties and Growth and Nutrient Uptake of Maize Grown with Different Combinations of Broiler Litter and Chemical Fertilizer in a Calcareous Soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 44(21): 3120-3136.
- Farhad, W., Cheema, M. A., Saleem, M. F., Radovich, T., Abbas, F., Hammad, H. M., & Wahid, M. A. 2013. Yield and quality response of maize hybrids to composted poultry manure at three irrigation levels. *International Journal of Agriculture and Biology* 15(2): 181-190.

- Fragstein Peter Von. 2004. Fertilizers and Soils conditioners in organic farming in Germany. Organic Inputs Evaluation. Emerson Collegue. Great Britain 2:36-32
- Francescangeli, N., Sangiacomo, M. A., & Martí, H. 2006. Effects of plant density in broccoli on yield and radiation use efficiency. *Scientia Horticulturae*, 110(2): 135-143.
- Franke, A. C., Schulz, S., Oyewole, B. D., Diels, J., & Tobe, O. K. 2008. The role of cattle manure in enhancing on-farm productivity, macro-and micro-nutrient uptake, and profitability of maize in the Guinea savanna. *Experimental Agriculture*, 44(03): 313-328.
- Gad, N., & AbdEl-Moez, M. R. 2011. Broccoli growth, yield quantity and quality as affected by cobalt nutrition. *Agric. Biol. JN Am*, 2(2): 226-231.
- Gale, P. M., & Gilmour, J. T. 1986. Carbon and nitrogen mineralization kinetics for poultry litter. *Journal of environmental quality*, 15(4): 423-426.
- Galvis S., A.; Hernández M., T. M. 2004. Cálculo del nitrógeno potencialmente mineralizable. *Interciencia* 29:377-383.
- Gao, X., Lv, A., Zhou, P., Qian, Y., & An, Y. 2015. Effect of Green Manures on Rice Growth and Plant Nutrients under Conventional and No-Till Systems. *Agronomy Journal*, 107(6): 2335-2346.
- García E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen. Quinta edición. Universidad Autónoma de México, México.
- Gómez C., M., L.Gómez T. & R. Schwentesius. 2001. La agricultura orgánica en Mexico y el mundo. *CONABIO. Biodiversitas* 55:13-15.
- Gómez C., M., L.Gómez T. & R. Schwentesius. 2001a. Desafíos de la agricultura orgánica. *Certificación y comercialización*. Ed. Mundi-Prensa, México, D.F., p. 52. 41
- Gómez C., M., L.Gómez T. & R. Schwentesius R. 2002. *Agricultura Orgánica Mercado internacional y propuesta para su desarrollo en México*, (CIESTAAM) p.59
- Gómez C., M., L.Gómez T. & R. Schwentesius R. 2002a. Dinámica del mercado internacional de productos orgánicos y las perspectivas para México. *Revista Momento Económico*, (120).54:68
- Gómez, E., Gómez, E. J., Padilla, M., González, A., & Expósito, I. 2005. Eficiencia en la absorción del n por el cultivo de maíz (*Zea mays* l.) debido al efecto de abonos orgánicos en un suelo fluvisol. *Cultivos Tropicales* 26(2): 73-77.
- González, S., Carballas, M. y Villar, M. 1995. Organic nitrogen mineralization in temperate humid-zone soils after two and six weeks of aerobic incubation. *Biology and Fertility of Soils* 20(4):237-242.

- González Silva, E 2015 La agricultura orgánica en México. Mexicampo. Recuperado de <http://mexicampo.com.mx/la-agricultura-organica-en-mexico/>
- Griffin T S, He Z, Honeycutt C W. 2005. Manure composition affects net transformation of nitrogen from dairy manures. *Plant and Soil* 273: 29-38.
- Griswold KE, Apgar GA, Bouton J, Firkins JL. 2003. Effects of urea infusion and ruminal degradable protein concentration on microbial growth, digestibility, and fermentation in continuous culture. *J Animal Sci.* 81(1):329–336.
- Groot Koerkamp, P. W. G. 1994. Review on emissions of ammonia from housing systems for laying hens in relation to sources, processes, building design and manure handling. *J. Agric. Eng. Res.* 59:73–87.
- Haase, T., Schüler, C., & Hess, J. 2007. The effect of different N and K sources on tuber nutrient uptake, total and graded yield of potatoes (*Solanum tuberosum* L.) for processing. *European journal of agronomy*, 26(3): 187-197.
- Harter T., Lund J. 2012. Addressing Nitrate in California's Drinking Water: Executive Summary, University of California, United States 1:46.
- Hatfield, J. L., Brumm, M. C., & Melvin, S. W. 1998. Swine manure management. *Agricultural uses of municipal, animal, and industrial byproducts* 44: 78-90.
- He, P., Sha, Z., Yao, D., Xing, S., & Zhou, W. 2013. Effect of Nitrogen Management on Productivity, Nitrogen Use Efficiency and Nitrogen Balance for a Wheat-Maize System. *Journal of Plant Nutrition*, 36(8): 1258-1274.
- Heal, O.W., J.M. Anderson, and M.J. Swift. 1997. Plant litter quality and decomposition: An historic overview. In G. Cadisch and K.E. Giller (ed.) *Driven by nature: Plant litter quality and decomposition*. CAB International. Wallingford, UK. pp. 3–32
- Heckman, J. 2006. A history of organic farming: Transitions from Sir Albert Howard's War in the Soil to USDA National Organic Program. *Renewable Agriculture and Food Systems* 21(03): 143-150.
- Hood, R. 2001. Evaluation of a new approach to the nitrogen-15 isotope dilution technique, to estimate crop N uptake from organic residues in the field. *Biology and fertility of soils* 34(3): 156-161.
- Hou, P., Gao, Q., Xie, R., Li, S., Meng, Q., Kirkby, E. A. & Chen, X. 2012. Grain yields in relation to N requirement: Optimizing nitrogen management for spring maize grown in China. *Field Crops Research* 129: 1-6.
- Hozzank A., Hartl, W. 2004. Fertilizers and Soils conditioners in organic farming in Austria. *Organic Inputs Evaluation*. Emerson Collegue. Great Britain 2:14-18

- Ibrikci, H., Ulger, A. C., Cakir, B., Buyuk, G., & Guzel, N. 1998. Modeling approach to nitrogen uptake by field-grown corn. *Journal of plant nutrition* 21(9): 1943-1954.
- Iqbal, M., Khan, A. G., Raza, M. W., & Amjad, M. 2012. Soil organic carbon, nitrate contents, physical properties and maize growth as influenced by dairy manure and nitrogen rates. *International Journal of Agriculture & Biology* 14(1).
- Jagtap, S. S., & Adeleye, O. 1999. Nutrient recovery and productivity of a soybean-maize rotation in the derived savanna ecology of West Africa. *Journal of Sustainable Agriculture*, 15(1): 75-85.
- Jett, L. W., Morse, R. D., & O'Dell, C. R. 1995. Plant density effects on single-head broccoli production. *HortScience* 30(1): 50-52.
- Jensen E.S. 1989. The role of pea cultivation in the nitrogen economy of soils and succeeding crops. In: *Legumes in farming systems*, eds P Plancquaert & R Hagggar, Kluwer Academic Publishers Dordrecht Netherlands pp 3-15.
- Jost, D. I., Aschemann, M., Lebzien, P., Joergensen, R. G., & Sundrum, A. 2013. Microbial biomass in faeces of dairy cows affected by a nitrogen deficient diet. *Archives of animal nutrition*, 67(2): 104-118
- Kamara, A. Y., Ewansiha, S. U., & Menkir, A. 2014. Assessment of nitrogen uptake and utilization in drought tolerant and Striga resistant tropical maize varieties. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 60(2): 195-207.
- Katroschan, K. U., Uptmoor, R., & Stützel, H. 2014. Nitrogen use efficiency of organically fertilized white cabbage and residual effects on subsequent beetroot. *Plant and Soil* 382(1-2): 237-251.
- Kebreab, E., France, J., Beever, D. E. & Castillo, A. R. 2001. Nitrogen pollution by dairy cows and its mitigation by dietary manipulation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 275–285.
- Kerr, B.J., and R.A. Easter. 1995. Effect of feeding reduced protein, amino acid-supplemented diets on nitrogen and energy balance in grower pigs. *J. Anim. Sci.* 73(10):3000–3008.
- Kerr, B.J., Ziemer, C.J., Trabue, S.L., Crouse, J.D., Parkin, T.B., 2006. Manure composition of swine as affected by dietary protein and cellulose concentrations. *J. Anim. Sci.* 84: 1584–1592.
- Kyvsgaard P, Sørensen P, Møller E, Magid J. 2000. Nitrogen mineralization from sheep faeces can be predicted from the apparent digestibility of the feed. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 57(3):207–214.
- Khodaei J., A., Ghalavand, A., Aghaalikhani, M., Gholamhoseini, M., & Dolatabadian, A. 2012. How Organic and Chemical Nitrogen Fertilizers, Zeolite, and Combinations Influence Wheat Yield and Grain Mineral Content. *Journal of Crop Improvement*, 26(1): 116-129.

- Kuepper, George .2010. A brief overview of the history and philosophy of organic agriculture. Kerr center for sustainable agriculture.pp 1-5
- Kulling, D. R., H. Menzi, T. F. Krober, A. Neftel, F. Sutter, P. Lishcer, and M. Kreuzer. 2001. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from different types of dairy manure during storage as affected by dietary protein content. *J. Agric. Sci.* 137:235–250
- Larson, E. M. 1992. Corn By products for finishing cattle. M.S. thesis. Univ. of Nebraska, Lincoln.United States.
- Laxminarayana, K., John, K. S., Ravindran, C. S., & Naskar, S. K. 2011. Effect of Lime, Inorganic, and Organic Sources on Soil Fertility, Yield, Quality, and Nutrient Uptake of Sweet Potato in Alfisols. *Communications in soil science and plant analysis* 42(20): 2515-2525.
- Lehrsch, G. A., Brown, B., Lentz, R. D., Johnson-Maynard, J. L., & Leytem, A. B. 2015. Compost and Manure Effects on Sugarbeet Nitrogen Uptake, Nitrogen Recovery, and Nitrogen Use Efficiency. *Agronomy Journal* 107(3): 1155-1166.
- Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., & Saviozzi, A. 1990. Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 31(4): 325-335.
- Lentz, R. D., & Lehrsch, G. A. 2012. Nitrogen availability and uptake by sugarbeet in years following a manure application. *International Journal of Agronomy* 2012:12
- Li, L. L., & Li, S. T. 2014. Nitrogen Mineralization from Animal Manures and Its Relation to Organic N Fractions. *Journal of Integrative Agriculture* 13(9): 2040-2048.
- Li X., Petersen, S. O., Sørensen, P., & Olesen, J. E. 2015. Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 199: 382-393.
- Liang, Y., Xin, H., Wheeler, E. F., Gates, R. S., Li, H., Zajaczkowski, J. S, & Zajaczkowski, F. J. 2004. Ammonia Emission for US Poultry Houses: Laying Hens. In 2004 ASAE Annual Meeting (p. 1). American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Liu,J.,Bu,L.,Zhu, L.,Luo, S., Chen,X., Li, S., Lee,R. L.,& Zhao., Y.2013 Nitrogen fertilization effects on nitrogen balance and use efficiency for film-mulched maize in a semiarid region, *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B Soil & Plant Science* 63(7): 612-622
- Lockeretz, W. 2007. Organic farming: an international history. UK.CABI. 295 pp.
- Ma, B. L., & Biswas, D. K. 2016. Field-level comparison of nitrogen rates and application methods on maize yield, grain quality and nitrogen use efficiency in a humid environment. *Journal of Plant Nutrition* 39(5): 727-741.

- Masrie, B., Dechassa, N., Tana, T., Alemayehu, Y., & Abebie, B. 2015. The Effects of Combined Application of Cattle Manure and NP Fertilizers on Yield and Nutrient Uptake of Potato in North-Eastern Ethiopia. *Journal of Science and Sustainable Development* 3(1): 1-23.
- Mazzarino, M. J. 2002. Circulación de nutrientes en ecosistemas naturales: conservación en la vegetación y dinámica en el suelo. In *Actas XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Puerto Madryn, Chubut, Argentina. p12.
- Marini, J. C., & Van Amburgh, M. E. 2005. Partition of nitrogen excretion in urine and the feces of Holstein replacement heifers. *Journal of dairy Science* 88(5): 1778-1784.
- Makinde, E. A., & Ayoola, O. T. 2010. Growth, yield and NPK uptake by maize with complementary organic and inorganic fertilizers. *African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development* 10(3).
- Makumba, W., Janssen, B., Oenema, O., & Akinnifesi, F. K. 2006. Influence of time of application on the performance of Gliricidia prunings as a source of N for maize. *Experimental agriculture* 42(01): 51-63.
- Mekuria, W., Noble, A., Sengtaheuanghoung, O., Hoanh, C. T., Bossio, D., Sipaseuth, N., & Langan, S. 2014. Organic and clay-based soil amendments increase maize yield, total nutrient uptake, and soil properties in Lao PDR. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 38(8): 936-961.
- Morgan, C. A., and C. T. Whittemore. 1988. Dietary fibre and nitrogen excretion and retention by pigs. *Anim. Feed Sci. Technol.* 19:185-189.
- Moreira, F. M. y J. O. Siqueira. 2006. *Microbiologia y Bioquímica do solo*. 2da. Edic. Editorial Lavras, Universidade Federal de Lavras. 626 p.
- Montemurro, F., Maiorana, M., Ferri, D., & Convertini, G. 2006. Nitrogen indicators, uptake and utilization efficiency in a maize and barley rotation cropped at different levels and sources of N fertilization. *Field crops research* 99(2): 114-124.
- Morales, R. 2013. México, con el mayor mercado de orgánicos en america latina. *El Economista*. Recuperado de <http://eleconomista.com.mx/industrias/2013/12/15/mexico-mayor-mercado-organicos>
- Muramoto, J., Smith, R. F., Shennan, C., Klonsky, K. M., Leap, J., Ruiz, M. S., & Gliessman, S. R. 2011. Nitrogen contribution of legume/cereal mixed cover crops and organic fertilizers to an organic broccoli crop. *HortScience* 46(8): 1154-1162.
- Nazli, R. I., Kuşvuran, A., Inal, I., Demirbaş, A., & Tansi, V. 2014. Effects of different organic materials on forage yield and quality of silage maize (*Zea mays* L.). *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 38(1): 23-31.

- Nevens, F., & Reheul, D. 2003. The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: nitrogen availability and use. *European Journal of Agronomy* 19(2): 189-203.
- Nishikawa, T., Li, K., Inoue, H., Umeda, M., Hirooka, H., & Inamura, T. 2012. Effects of the long-term application of anaerobically-digested cattle manure on growth, yield and nitrogen uptake of paddy rice (*Oryza sativa* L.), and soil fertility in warmer region of Japan. *Plant production science* 15(4): 284-292.
- Nogalska, A., Skwierawska, M., Nogalski, Z., & Kaszuba, M. 2013. The effect of increasing doses of meat and bone meal (MBM) applied every second year on maize grown for grain. *Chilean journal of agricultural research* 73(4): 430-434.
- Olumuyiwa T., A., Akanbi, W. B., & Adediran, J. A. 2004. Growth, nutrient uptake and yield of tomato in response to different plant residue composts. *Journal Of Food Agriculture And Environment* 2: 310-316.
- Pagani, A., Echeverría, H. E., Andrade, F. H., & Sainz Rozas, H. R. 2012. Effects of nitrogen and sulfur application on grain yield, nutrient accumulation, and harvest indexes in maize. *Journal of Plant Nutrition* 35(7): 1080-1097.
- Palmer, M. W., Cooper, J., Tétard-Jones, C., Średnicka-Tober, D., Barański, M., Eyre, M. & Bilsborrow, P. E. 2013. The influence of organic and conventional fertilisation and crop protection practices, preceding crop, harvest year and weather conditions on yield and quality of potato (*Solanum tuberosum*) in a long-term management trial. *European journal of agronomy* 49: 83-92.
- Paull J. 2010. From France to the World: The International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM). *Journal of Social Research & Policy* 1(2): 93-102.
- Philpott, T. 2007. Reviving a much-cited, little-read sustainable-ag masterpiece. *Grist*. Recuperado de <http://grist.org/article/soil/>
- Powlson, D. S., Stockdale, E. A., Jarvis, S. C. V., & Shepherd, M. A. 1994. A review of nitrogen mineralization and immobilization in UK agricultural soils. A review prepared for MAFF London, UK.
- Pratt, P. F., & Castellanos, J. Z. 1981. Available nitrogen from animal manures. *California Agriculture* 35(7): 24-24.
- Powell, J. M., Wattiaux, M. A., Broderick, G. A., Moreira, V. R., & Casler, M. D. 2006. Dairy diet impacts on fecal chemical properties and nitrogen cycling in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70(3): 786-794.
- Prapasongsa, T., Poulsen, H. D., & Jørgensen, H. 2009. Prediction of manure nitrogen and carbon output from grower-finisher pigs. *Animal Feed Science and Technology* 151(1): 97-110

- Ramírez, H., Rancaño-Arriola, J. H., M. Benavides, A., R. Mendoza V., R., & Padrón-Corral, E. 2006. Influencia de promotores de oxidación controlada en hortalizas y su relación con antioxidantes. *Revista Chapingo Serie Horticultura* 12(2): 189–195.
- Raphael, J. P., Calonego, J. C., Milori, D. M. B., & Rosolem, C. A. 2016. Soil organic matter in crop rotations under no-till. *Soil and Tillage Research* 155: 45-53.
- Reijs, J. W., Sonneveld, M. P., Sørensen, P., Schils, R. L., Groot, J. C., & Lantinga, E. A. 2007. Effects of different diets on utilization of nitrogen from cattle slurry applied to grassland on a sandy soil in The Netherlands. *Agriculture, ecosystems & environment* 118(1): 65-79.
- Rincón, L., Sáez, J., Perez, J. A., Gomez, M. D., & Pellicer, C. 1999. Crecimiento y absorción de nutrientes del brócoli. *Invest. Agr.: Prod. Prot. Veg.* 14: 225-236.
- Rotz, C. A. 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production. *J. Anim. Sci.* 82-137
- Soria Proaño, F. A. 2015. Comportamiento agronómico de las hortalizas acelga (*Beta vulgaris*) y brocoli (*Brassica oleracea*) con dos abonos orgánicos en el Centro Experimental “La Playita”-UTC 2013. Bachelor's thesis, La Maná, UTC.
- Scialabba, N., & Hattam, C. (Eds.). 2002. *Organic agriculture, environment and food security.* Food & Agriculture Org. (4)
- Shah, Z., & Ahmad, M. I. 2006. Effect of integrated use of farm yard manure and urea on yield and nitrogen uptake of wheat. *Journal of agricultural and biological science* 1(1): 60-65.
- Shah, S. A., Mohammad, W., Shah, S. M., & Shafi, M. S. 2013. Effect of Organic and Chemical Nitrogen Fertilizers on Grain Yield and Yield Components of Wheat and Soil Fertility. *Scientific Journal of Agronomy and Plant Breeding* 1(2):37-48
- Sharma, A. R., & Behera, U. K. 2009. Nitrogen contribution through *Sesbania* green manure and dual-purpose legumes in maize–wheat cropping system: agronomic and economic considerations. *Plant and soil* 325(1-2): 289-304.
- Sharma, A. R., & Behera, U. K. 2010. Green leaf manuring with prunings of *Leucaena leucocephala* for nitrogen economy and improved productivity of maize (*Zea mays*)–wheat (*Triticum aestivum*) cropping system. *Nutrient cycling in agroecosystems* 86(1): 39-52.
- Srivatsava, P. K., Maruthi Sankar, G. R., Vijaya Kumar, P., Singh, S. P., Rani, N., Singh, A., & Agarwal, V. K. 2015. Effects of Organic and Inorganic Fertilizers on Soil and Plant Nutrients and Yields of Pearl Millet and Wheat under Semi-arid Inceptisols in India. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 46(20): 2595-2614.
- Srinivasan, R., Rao, K. J., Sailaja, V., & Kalaivanan, D. 2014. Influence of organic manures and fertilizers on nutrient uptake, yield and quality in cabbage-baby corn cropping sequence. *Journal of Horticultural Sciences* 9(1):48-54

- Shepherd, M. A. 1993. Measurement of soil mineral nitrogen to predict the response of winter wheat to fertilizer nitrogen after applications of organic manures or after ploughed-out grass. *The Journal of Agricultural Science* 121(2), 223-231.
- Sikora, L. y Szmidt, R. 2004. Los compost como fuentes de nitrógeno, aportación a la mineralización y ventajas para la nutrición nitrogenada de las plantas. En: Stoffella, P. y Kahn, B. (Ed). *Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola*. Ediciones Mundi-Prensa, Barcelona, p 414.
- Shafi, M., Shah, S. A., Bakht, J., Shah, S. M., Mohammad, W., Sharif, M., & Khan, M. A. 2012. Enhancing soil fertility and wheat productivity through integrated nitrogen management. *Communications in soil science and plant analysis* 43(11): 1499-1511.
- Shewry, P. R., Napier, J. A., & Tatham, A. S. 1995. Seed storage proteins: structures and biosynthesis. *The plant cell* 7(7): 945.
- 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.
- 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(3): 343-355.
- Stanford, G., Carter, J. N., & Smith, S. J. 1974. Estimates of potentially mineralizable soil nitrogen based on short-term incubations. *Soil Science Society of America Journal* 38(1): 99-102.
- Stinner, D.H. 2007. The origins of organic farming. En Lockeretz, W. (Editor), *Organic Farming An International History*. UK. CABI pp 40-72
- Suutari, A. 2007. USA/Canada - The Organic Farming Movement in North America: Moving towards Sustainable Agriculture. The ecoTipping Points Project. Models of success in a time of crisis. Recuperado de <http://ecotippingpoints.org/our-stories/indepth/usa-canada-sustainable-organic-farming.html>
- Sutton, A.L., Kephart, M.W.A. Verstegen, T.T. Canh, and P.J. Hobbs. 1999. Potential for reduction of odorous compounds in swine manure through diet modification. *J. Anim. Sci.* 77(2):430-439.
- Szántó, G.L., Hamelers, H.V.M., Rulkens, W.H., Veeken, A.H.M., 2007. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Bioresource Technol.* 98: 2659-2670.
- Thuriés, L., M. Pnasu, M.-C. Larre´ -Larrouy, and C. Feller. 2002. Biochemical composition and mineralization kinetics of organic inputs in a sandy soil. *Soil Biol. Biochem.* 34:239-250.

- Thomsen, I. K. 2000. C and N transformations in ¹⁵N cross-labelled solid ruminant manure during anaerobic and aerobic storage. *Bioresour. Technol.* 72:267–274.
- Tolessa, D., Du Preez, C. C., & Ceronio, G. M. 2007. Comparison of maize genotypes for grain yield, nitrogen uptake and use efficiency in Western Ethiopia. *South African Journal of Plant and Soil* 24(2): 70-76.
- Gómez Tovar, L., & Cruz, M. G. 2004. La agricultura orgánica en México: Un ejemplo de incorporación y resistencia a la globalización. Manuscrito no publicado, Oaxaca, México.
- Velthof, G. L., Nelemans, J. A., Oenema, O., & Kuikman, P. J. 2005. Gaseous nitrogen and carbon losses from pig manure derived from different diets. *Journal of Environmental Quality* 34(2): 698-706.
- Vagen, I. M., Aamlid, T. S., & Skjelvåg, A. O. 2007. Nitrogen fertilization to broccoli cultivars at different planting times: Yield and nitrogen use. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science* 57(1): 35-44.
- Van Vliet, P. C. J., Reijs, J. W., Bloem, J., Dijkstra, J., & De Goede, R. G. M. 2007. Effects of cow diet on the microbial community and organic matter and nitrogen content of feces. *Journal of dairy science* 90(11): 5146-5158.
- Videla, C; A Pazos; PC Trivelin; HE Echeverría & GA Studdert. 2005. Mineralización bruta de nitrógeno bajo labranza convencional, siembra directa y pastura. *Ci.Suelo* 23(2): 133-144.
- Vogt, G.2007. The origins of organic farming. En Lockeretz, W. (Editor), *Organic Farming An International History*. UK. CABI pp 9-29
- Wen, J., Li, J., & Li, Y. 2015. Response of Maize Growth and Yield to Different Water and Nitrogen Schemes on Very Coarse Sandy Loam Soil Under Sprinkler Irrigation in the Semi-Arid Region of China. *Irrigation and Drainage* 64(5): 619-636.
- Willer, H., Lernoud, J., & Kilcher, L. 2014. *The World of Organic Agriculture: Statistics and Emerging Trends 2014*: Frick. Switzerland: Research Institute of Organic Agriculture (FiBL) & Bonn: International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM).
- Willer, H., Lernoud, J. 2015. (Eds.): *The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends 2015*. FiBL, Frick und IFOAM – Organics International, Bonn <http://orgprints.org/28216/7/willer-lernoud-2015-02-11-global-data.pdf>
- Willer, H., Lernoud, J. (Eds.) 2016: *The World of organic Agriculture. Statics and Emerging Trends 2016*.Research Institute of Orgnic Agriculture (FiBL), Frick, and IFOAM-Organics International, Bonn.
- Willer, H. & Kilcher, Lukas, (Eds.) 2009. *The World of Organic Agriculture - Statistics and Emerging Trends 2009*. IFOAM, Bonn; FiBL, Frick; ITC, Geneva. 307 pp.

- Yi, Z., Wang, P., Tao, H., Zhang, H., & Shen, L. 2008. Effects of types and application rates of nitrogen fertilizer on the development and nitrogen utilization of summer maize. *Frontiers of Agriculture in China* 2(1): 44-49.
- Yildirim, E., Guvenc, I., Turan, M., & Karatas, A. 2007. Effect of foliar urea application on quality, growth, mineral uptake and yield of broccoli (*Brassica oleracea* L., var. *italica*). *Plant Soil and Environment* 53(3): 120.
- Yolou, I., Tovihoudji, G. P., Batamoussi Hermann, M., Yabi, I., Paraiso, A. A., Akiyo, R., & Afouda, F. 2015. Short-term effects of conjunctive use of municipal solid waste compost and inorganic fertilizer on soil properties and maize productivity in Northern Benin. *International Research Journal of Agricultural Science and Soil Science* 5(5): 137-149.
- Yourtchi, M. S., Hadi, M. H. S., & Darzi, M. T. 2013. Effect of nitrogen fertilizer and vermicompost on vegetative growth, yield and NPK uptake by tuber of potato (*Agria* CV.). *Intl. J. Agri. Crop Sci.* 5(18): 2033-40.
- Zebarth, B. J., Bowen, P. A., & Toivonen, P. M. A. 1995. Influence of nitrogen fertilization on broccoli yield, nitrogen accumulation and apparent fertilizer-nitrogen recovery. *Canadian Journal of Plant Science* 75(3): 717-725.
- Zhang, Y., Li, C., Wang, Y., Hu, Y., Christie, P., Zhang, J., & Li, X. 2016. Maize yield and soil fertility with combined use of compost and inorganic fertilizers on a calcareous soil on the North China Plain. *Soil and Tillage Research* 155: 85-94.
- Zervas, S., and R.T. Zijlstra. 2002a. Effects of dietary protein and fermentable fiber on nitrogen excretion patterns and plasma urea in growing pigs. *J. Anim. Sci.* 80(12):3247–3256.
- Zougmore, R., Nagumo, F., & Hosikawa, A. 2006. Nutrient uptakes and maize productivity as affected by tillage system and cover crops in a subtropical climate at Ishigaki, Okinawa, Japan. *Soil science and plant nutrition* 52(4): 509-518.

8 ANEXOS

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS EXTRACCIÓN DE NITRÓGENO EN MAIZ

- Barbieri, P. A., Echeverría, H. E., Rozas, H. R. S., & Andrade, F. H. 2013. Nitrogen status in maize grown at different row spacings and nitrogen availability. *Canadian Journal of Plant Science* 93(6): 1049-1058.
- Cerrato, M. E., & Blackmer, A. M. 1990. Comparison of models for describing; corn yield response to nitrogen fertilizer. *Agronomy Journal* 82(1): 138-143.
- Chen, X., Zhang, F., Cui, Z., Li, J., Ye, Y., & Yang, Z. 2010. Critical grain and stover nitrogen concentrations at harvest for summer maize production in China. *Agronomy journal* 102(1): 289-295.
- Chen, Y., Xiao, C., Wu, D., Xia, T., Chen, Q., Chen, F., & Mi, G. 2015. Effects of nitrogen application rate on grain yield and grain nitrogen concentration in two maize hybrids with contrasting nitrogen remobilization efficiency. *European Journal of Agronomy* 62: 79-89.
- Coulter, J. A., & Nafziger, E. D. 2008. Continuous corn response to residue management and nitrogen fertilization. *Agronomy journal* 100(6): 1774-1780.
- Crozier, C. R., Gehl, R. J., Hardy, D. H., & Heiniger, R. W. 2014. Nitrogen management for high population corn production in wide and narrow rows. *Agronomy Journal* 106(1): 66-72.
- Cui, Z., Chen, X., Miao, Y., Zhang, F., Sun, Q., Schroder, J. & Ye, Y. 2008. On-farm evaluation of the improved soil N-based nitrogen management for summer maize in North China Plain. *Agronomy Journal* 100(3): 517-525.
- Dellinger, A. E., Schmidt, J. P., & Beegle, D. B. 2008. Developing nitrogen fertilizer recommendations for corn using an active sensor. *Agronomy Journal* 100(6): 1546-1552.
- Eghball, B., Ginting, D., & Gilley, J. E. 2004. Residual effects of manure and compost applications on corn production and soil properties. *Agronomy journal* 96(2): 442-447.
- Eriksen, G. N., Coale, F. J., & Bollero, G. A. 1999. Soil nitrogen dynamics and maize production in municipal solid waste amended soil. *Agronomy Journal* 91(6): 1009-1016.
- Fageria, N. K., & Baligar, V. C. 2005. Enhancing nitrogen use efficiency in crop plants. *Advances in agronomy* 88: 97-185.
- Godard, C., Roger-Estrade, J., Jayet, P. A., Brisson, N., & Le Bas, C. 2008. Use of available information at a European level to construct crop nitrogen response curves for the regions of the EU. *Agricultural Systems* 97(1): 68-82.
- Isfan, D., Zizka, J., D'Avignon, A., & Deschênes, M. 1995. Relationships between nitrogen rate, plant nitrogen concentration, yield and residual soil nitrate-nitrogen in silage corn. *Communications in Soil Science & Plant Analysis* 26(15-16): 2531-2557.
- Jokela, W. E. 1992. Nitrogen fertilizer and dairy manure effects on corn yield and soil nitrate. *Soil Science Society of America Journal* 56(1): 148-154.
- Khaliq, T., Mahmood, T., & Masood, A. 2004. Effectiveness of farmyard manure, poultry manure and nitrogen for corn (*Zea mays* L.) productivity. *Int. J. Agric. Biol* 2: 260-263.
- Larson, W., Clapp, C. E., Pierre, W. H., & Morachan, Y. B. 1972. Effects of increasing amounts of organic residues on continuous corn: II. Organic carbon, nitrogen, phosphorus, and sulfur. *Agronomy Journal* 64(2): 204-209.

- Lockeretz, W., Shearer, G., & Kohl, D. H. 1981. Organic farming in the corn belt. *Science* 211: 540-547.
- Magdoff, F. R., Ross, D., & Amadon, J. 1984. A soil test for nitrogen availability to corn. *Soil Science Society of America Journal*, 48(6): 1301-1304.
- Paul, J. W., & Beauchamp, E. G. 1993. Nitrogen availability for corn in soils amended with urea, cattle slurry, and solid and composted manures. *Canadian Journal of Soil Science* 73(2): 253-266.
- Paul, J. W., & Beauchamp, E. G. 1995. Availability of manure slurry ammonium for corn using ¹⁵N-labelled (NH₄)₂SO₄. *Canadian Journal of Soil Science* 75(1): 35-42.
- Parr, M., Grossman, J. M., Reberg-Horton, S. C., Brinton, C., & Crozier, C. 2011. Nitrogen delivery from legume cover crops in no-till organic corn production. *Agronomy Journal* 103(6): 1578-1590.
- Schmidt, J. P., DeJoia, A. J., Ferguson, R. B., Taylor, R. K., Young, R. K., & Havlin, J. L. 2002. Corn yield response to nitrogen at multiple in-field locations. *Agronomy Journal* 94(4): 798-806.
- Schneider, E. O., Earley, E. B., & De Turk, E. E. 1974. Nitrogen fractions of the component parts of the corn kernel as affected by selection and soil nitrogen. *Seventy Generations of Selection for Oil and Protein in Maize*, 70: 133-147.
- 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.
- Stevens, W. B., Hoelt, R. G., & Peterson, W. R. 2003. Nitrogen Fertilizer Requirement for Inbred Corn Following Corn or Soybean. *Crop Management* 2(1).
- Valero, J. D. J., Maturano, M., Ramírez, A. A., Martín-Benito, J. T., & Álvarez, J. O. 2005. Growth and nitrogen use efficiency of irrigated maize in a semiarid region as affected by nitrogen fertilization. *Spanish Journal of Agricultural Research* 3(1): 134-144.
- Vaughan, J. D., Hoyt, G. D., & Wollum, A. G. 2000. Cover crop nitrogen availability to conventional and no-till corn: Soil mineral nitrogen, corn nitrogen status, and corn yield. *Communications in Soil Science & Plant Analysis* 31(7-8): 1017-1041.
- Yan, P., Yue, S., Qiu, M., Chen, X., Cui, Z., & Chen, F. 2014. Using maize hybrids and in-season nitrogen management to improve grain yield and grain nitrogen concentrations. *Field Crops Research* 166: 38-45.