



Universidad de Valladolid
Campus de Palencia

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍAS
AGRARIAS**

Máster en Ingeniería Agronómica

Evaluación de la mineralización del nitrógeno y
del carbono de materiales orgánicos en el suelo

Estudiante: Gonzalo de Vargas – Zúñiga Sánchez -
Zaragoza

Tutora: M^a Cruz García González
Cotutor: Beatriz Molinuevo Salces

Febrero de 2026

ÍNDICE

1. RESUMEN.....	1
2. INTRODUCCIÓN	3
2.1. La ganadería española. Censos y producciones a nivel europeo.....	4
2.2. Influencia de la ganadería en la contaminación ambiental.....	10
2.3. Fertilizante de origen orgánico: el compost	11
2.4. El digestato como posible fertilizante orgánico	14
2.5. El purín como posible fertilizante orgánico	16
2.6. Mineralización del carbono (C) y del nitrógeno (N) de los abonos orgánicos.....	17
2.6.1. Proceso de mineralización del carbono	18
2.6.2. Proceso de mineralización del nitrógeno.....	18
3. OBJETIVOS DEL TFM.....	20
4. MATERIALES Y MÉTODOS	22
4.1. Localización del suelo utilizado	23
4.2. Diseño experimental del ensayo de incubación.....	24
4.3. Mezclas suelo-abono	25
4.4. Análisis de las muestras de suelo y abonos orgánicos.....	26
4.4.1. Textura del suelo.....	26
4.4.2. Humedad	26
4.4.3. pH y conductividad eléctrica	27
4.4.4. Cálculo de la capacidad de campo	28
4.4.5. Materia orgánica	28
4.4.6. Determinación de C y N total mediante analizador elemental LECO	29
4.4.7. Determinación de nitratos en muestras de suelo.....	29
4.4.8. Determinación de amonio en muestras de suelo.....	30
4.4.9. Cálculo de la Mineralización Neta de Nitrógeno (MNN), Nitrificación (Nit) y Mineralización del Carbono.....	31
5. RESULTADOS.....	32
5.1. Características iniciales del suelo y de los abonos	33
5.2. pH y conductividad eléctrica	34
5.3. Nitrógeno total.....	36
5.4. Evolución del nitrógeno inorgánico total	37
5.5. Evolución del N amoniacal.....	38
5.6. Evolución de los nitratos en el suelo	39

5.7. Cálculo de la Mineralización Neta de Nitrógeno (MNN)	40
5.8. Nitrificación (Nit)	41
5.9. Carbono orgánico total	42
5.10. Carbono mineralizado.....	42
5.11. Análisis estadístico (ANOVA).....	44
6. DISCUSIÓN.....	46
7. CONCLUSIONES	49
8. BIBLIOGRAFÍA.....	51

1. RESUMEN

1. RESUMEN

Este trabajo de investigación fue realizado en el recinto de la Universidad Pública de Valladolid, en la Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias del Campus de Palencia (ETSIIAA), perteneciente a la Comunidad Autónoma de Castilla y León, durante el curso académico 2024-2025. Este Trabajo de Fin de Máster consistió en el estudio y comparación de la evolución del carbono y del nitrógeno en el suelo aportado por tres tipos diferentes de abonos orgánicos. Para ello, se analizó una serie de parámetros de un suelo de cultivo durante 13 semanas. Estos abonos fueron: compost obtenido a partir de estiércol de vacuno lechero y paja, purín de cerdo y digestato de purín de cerdo y residuos agroalimentarios. Estos abonos orgánicos procedieron de ganaderías cercanas, dentro de la comunidad autónoma; y el suelo de cultivo fue extraído del polígono 8 y parcela 23, con número de identificación 34900A008000230000JB. Para evaluar la evolución del carbono, C, y el nitrógeno, N, se analizaron ciertos parámetros: pH, conductividad eléctrica, nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+), C y N total entre otros. Para ello, el alumno preparó todas las muestras (120 muestras), realizó su seguimiento en el laboratorio a través de los análisis, y estudió los datos extraídos, ayudándose de programas informáticos estadísticos y el estudio bibliográfico. Con los resultados obtenidos se estimaron los valores del C y N orgánicos potencialmente mineralizables, así como la tasa de mineralización.

2. INTRODUCCIÓN

2. INTRODUCCIÓN

2.1. La ganadería española. Censos y producciones a nivel europeo

España es un país con una gran historia ganadera que ha evolucionado desde las técnicas más tradicionales hasta sistemas modernos y sofisticados. El sector ganadero español se caracteriza por su diversidad, tanto en especies como en sistemas de producción, adaptándose a las diferentes condiciones climatológicas y geográficas del territorio. Además, este sector genera más de 800.000 empleos directos e indirectos, siendo una actividad indispensable para el mantenimiento de las zonas menos favorecidas y urbanizadas. La ganadería representa aproximadamente el 38% de la producción final agraria española, siendo el porcino el subsector que más aporta, seguido del bovino (Molinuevo-Salces et al., 2020).

Según los datos aportados por Eurostat (2023), que se pueden ver en la figura 2.1, la ganadería española es una de las que más aporta a nivel europeo sin lugar a duda, sobre todo si hablamos del sector ovino y porcino. En el sector porcino España ocupa el primer puesto en la Unión Europea aportando el 25,4% de la producción del continente, lo cual representa una producción de 4,9 millones de toneladas de carne en 2023, seguida por Alemania con 4,2 millones de toneladas. En cuanto al sector ovino España también mantiene una posición dominante, representando el 23,6% del censo total de la UE en 2023, que equivale a 106.000 toneladas de carne en 2023 (ovino y caprino), seguida por otros importantes productores como Francia (18,4%), Irlanda (17,7%) y Grecia (11,6%). Por otro lado, en el sector avícola, España produjo en el año 2023 un total de 1,7 millones de toneladas de carne, lo que representa el 12,8% de la producción total de la UE. Esta cifra posiciona a España como el segundo productor europeo, solo superado por Polonia (2,7 millones de toneladas, 20,6% del total de la UE) y por delante de Alemania (1,6 millones de toneladas, 11,8%) y Francia (1,5 millones de toneladas, 11,5%). No ocurre lo mismo con la producción bovina. España se encuentra en la sexta posición en cuanto a la producción de carne de vacuno (animales con al menos un año de edad) en el ranking europeo, con una producción del 9,1% del total, que equivale a 582.400 toneladas (siendo 6,4 millones de toneladas la producción total de Europa), también en 2023.

Livestock populations (million head, 2023)

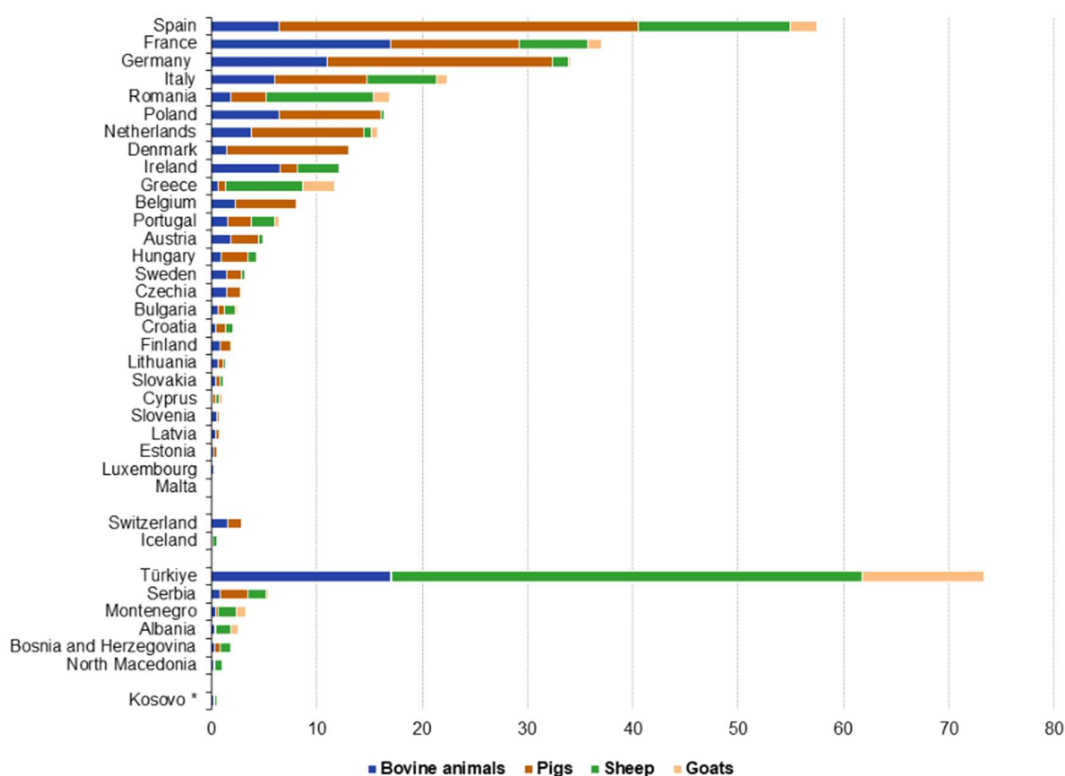


FIGURA 2.1. Población ganadera de diferentes especies en Europa y parte de Asia, año 2023 en millones de cabezas. Fuente: Eurostat (apro_mt_lscatl), (apro_mt_lspig), (apro_mt_lssheep) y (apro_mt_lsgoat).

Las cifras de producción españolas están respaldadas por los siguientes censos (año 2023):

- Ganado bovino: 6.294.640 cabezas (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación). La comunidad de Castilla y León lidera el primer puesto en cuanto a producción nacional con 1.417.241 cabezas (figura 2.2), seguida por Galicia con 940.977 cabezas; y en el extremo opuesto se encuentra Canarias con solo 18.905 cabezas (MAPA, 2023a). Salamanca es la provincia de Castilla y León con mayor censo bovino (figura 2.3).

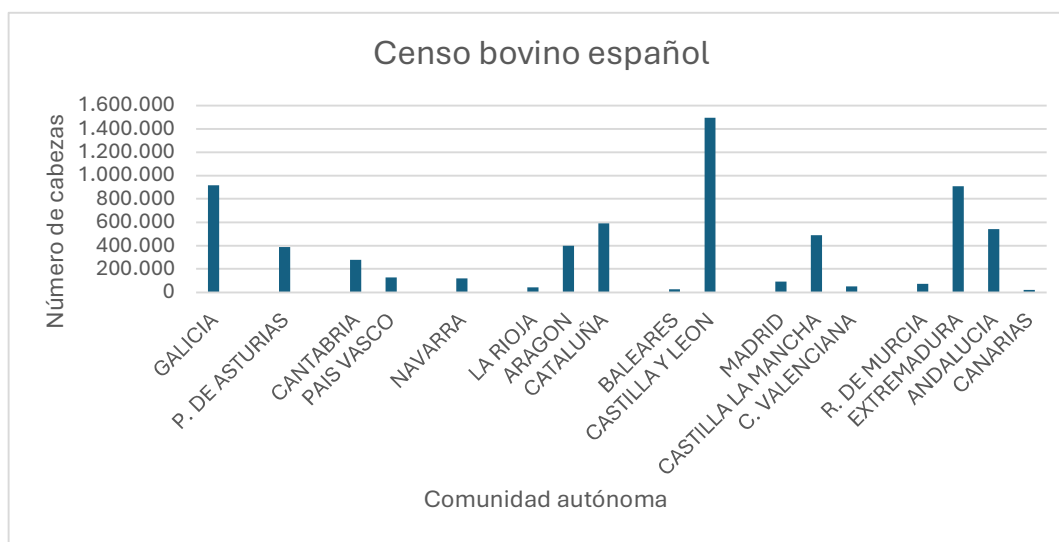


FIGURA 2.2. Censo bovino español. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2023a).

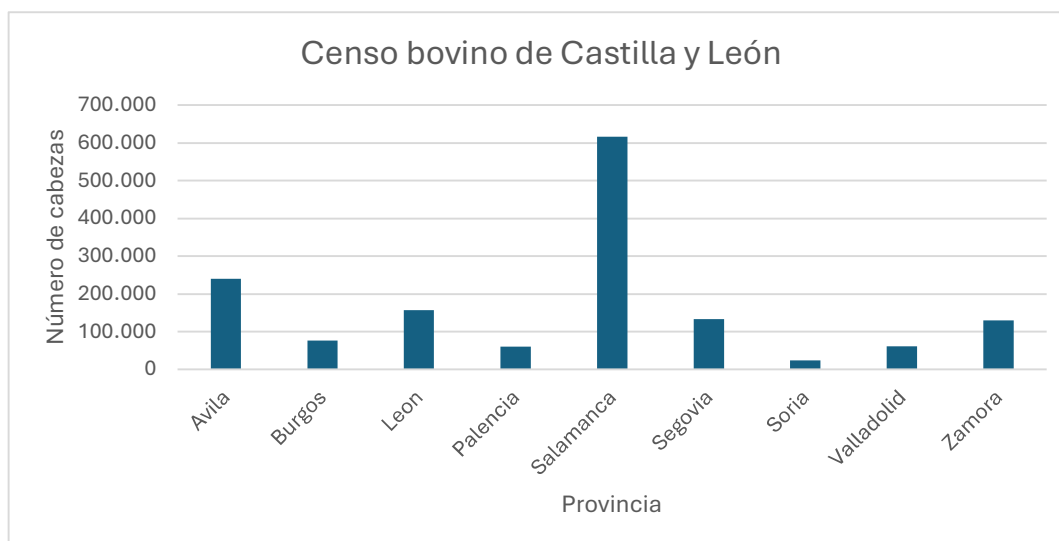


FIGURA 2.3. Censo bovino de Castilla y León. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2023a).

- Ganado porcino: 33.803.040 cabezas. La comunidad autónoma de Aragón encabeza la producción con 9.612.795 cabezas, seguida por Cataluña con 8.061.137 cabezas, como se puede ver en la figura 2.4. Las regiones con menor presencia son Cantabria con 949 cabezas y Asturias con 6.118 cabezas (MAPA, 2023b). Segovia es la provincia de Castilla y León con mayor censo porcino, visible en los datos que aporta la figura 2.5.

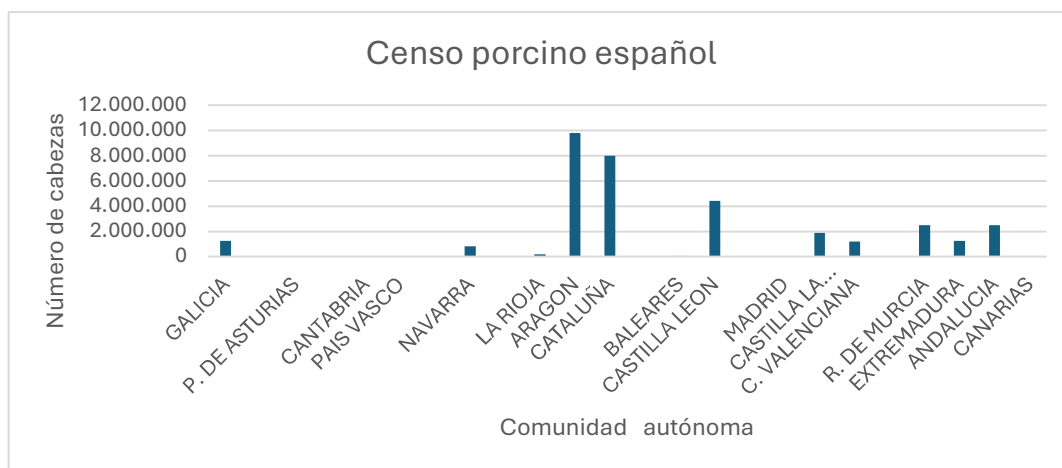


FIGURA 2.4. Censo porcino español. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2023b).

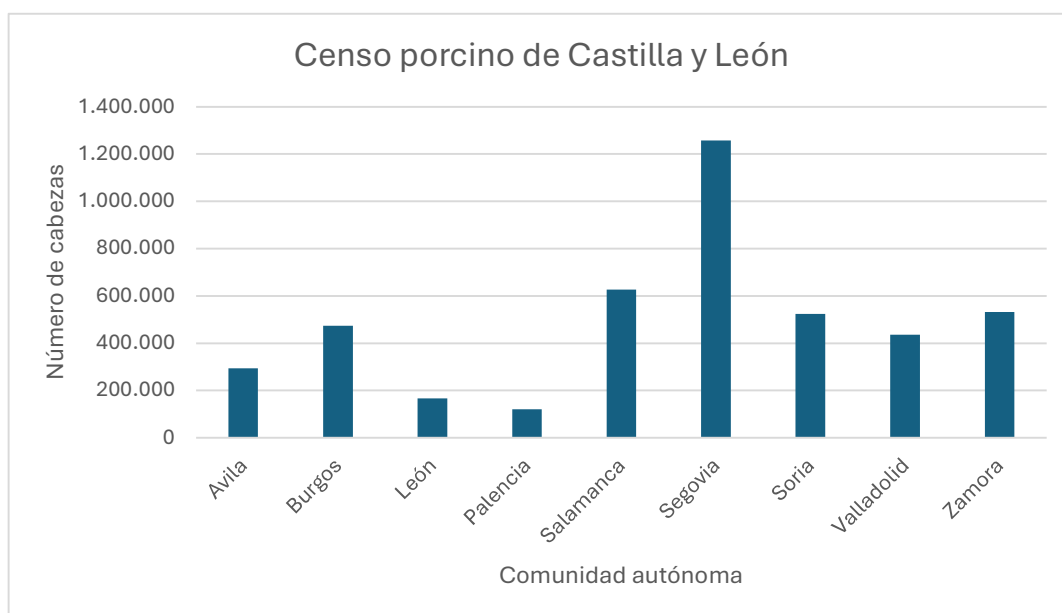


FIGURA 2.5. Censo porcino de Castilla y León. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2023b).

- Ganado ovino: 13.596.561 cabezas. Como se puede apreciar en la figura 2.6, Extremadura destaca con 3.526.119 cabezas, seguida por Castilla-La Mancha con 2.211.215 cabezas. Las comunidades con menor censo son Cantabria con 38.079 cabezas y Canarias con 39.325 cabezas (MAPA, 2023c). Tal y como vemos en los datos que aporta la figura 2.7, Zamora es la provincia de Castilla y León con mayor censo ovino.

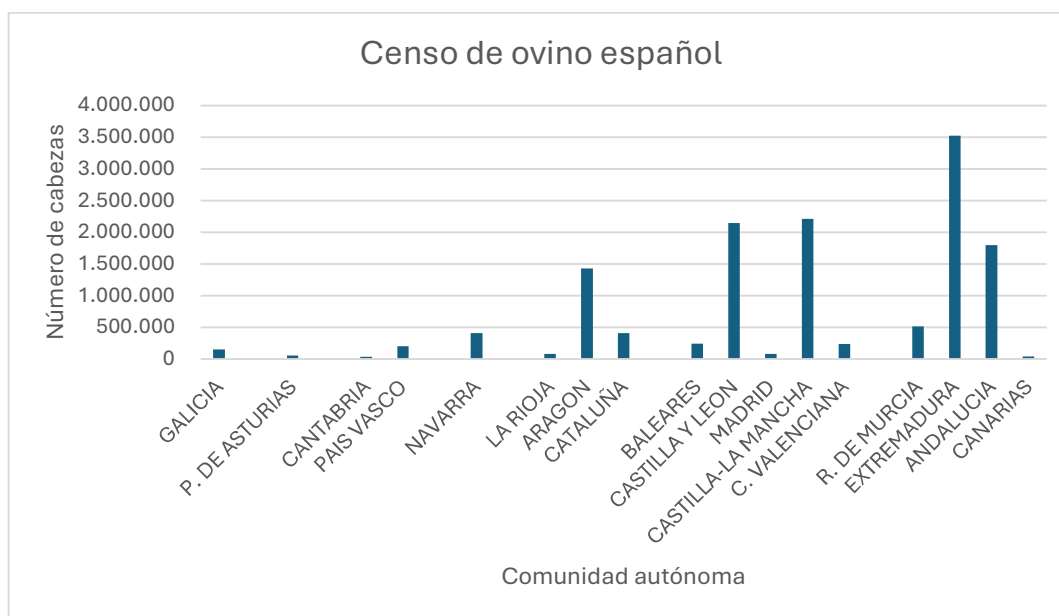


FIGURA 2.6. Censo ovino español. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2023c).

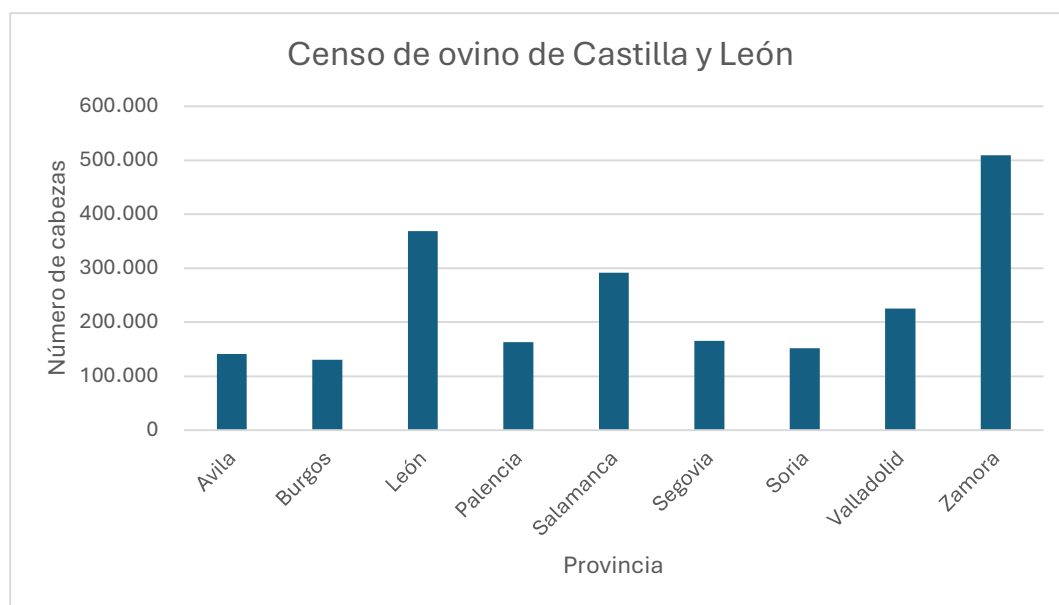


FIGURA 2.7. Censo ovino de Castilla y León. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2023c).

- Ganado caprino: 2.293.470 cabezas. Como se aprecia en la figura 2.8, Andalucía lidera con 851.592 cabezas, seguida por Castilla-La Mancha con 320.253 cabezas. Las regiones con menor presencia son Cantabria con 19.780 cabezas y La Rioja con 8.943 cabezas (MAPA, 2023c). Ávila es la provincia de Castilla y León con mayor censo caprino, como se aprecia en la figura 2.9.

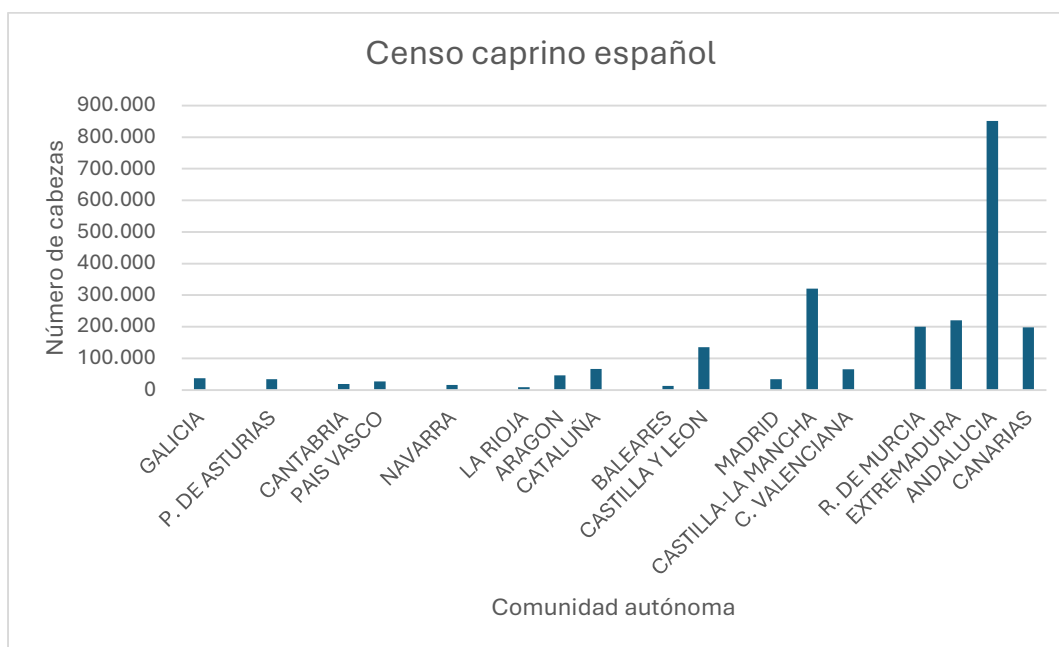


FIGURA 2.8. Censo caprino español. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2023c).

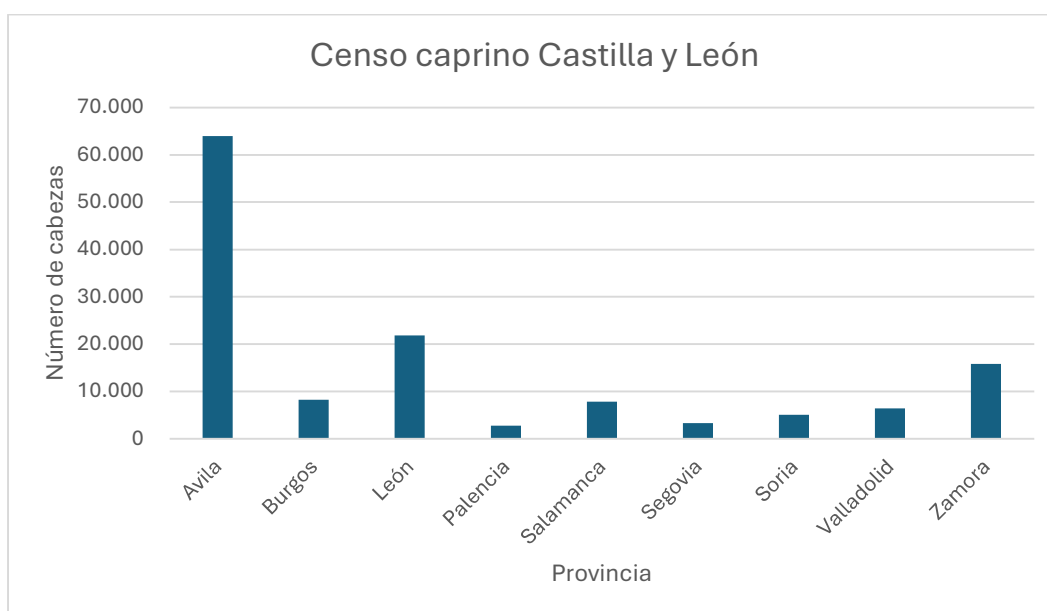


FIGURA 2.9. Censo caprino de Castilla y León. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2023c).

- Ganado avícola: según la distribución de granjas por comunidades autónomas, que se ve en la figura 2.10, las principales regiones productoras son Cataluña con aproximadamente 870 granjas de producción, seguida de Galicia con 815. Las regiones con menor desarrollo en este sector son Asturias, Islas Baleares y Cantabria (MAPA,

2023d). Dentro de Castilla y León las provincias con mayor y menor número de granjas son Valladolid y Soria respectivamente, como se ve en la figura 2.11 (Junta de Castilla y León).



FIGURA 2.10. Censo avícola de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2023d).

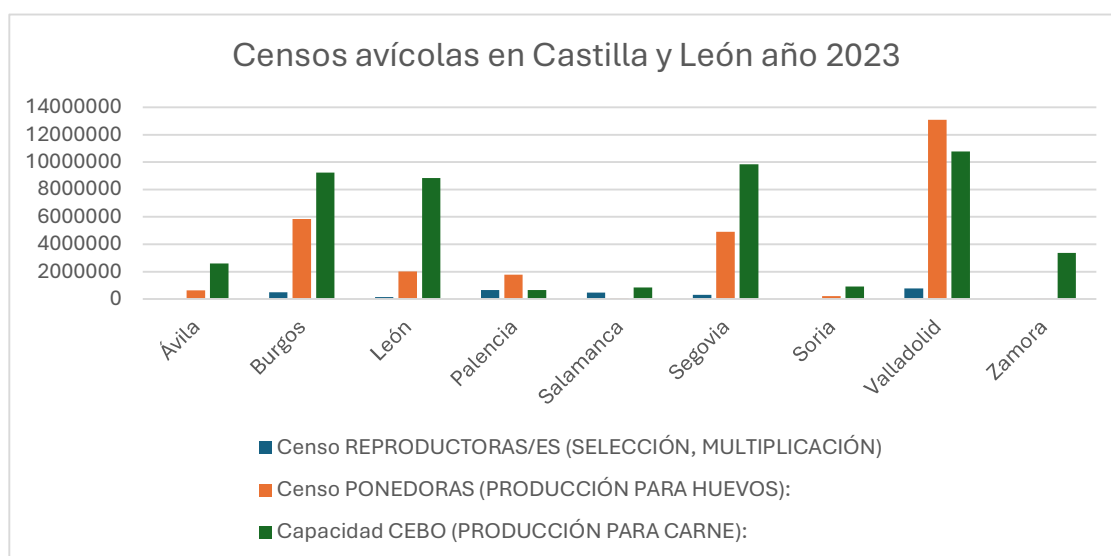


FIGURA 2.11. Censo avícola de España. Junta de Castilla y León. Explotaciones avícolas 2023.

2.2. Influencia de la ganadería en la contaminación ambiental

La actividad agropecuaria es una de las principales causas a nivel global del cambio climático, por ser una de las mayores fuentes de emisión de gases de efecto invernadero. La agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra son responsables del 25% de las emisiones

totales mundiales de GEI, donde la ganadería juega un papel fundamental (Soriano-Robles et al., 2018). Específicamente, la fermentación entérica del ganado representa aproximadamente el 5% del total de emisiones del sector agrícola y forestal, que sumado a los cambios en el uso de la tierra y deforestación asociados (10%), elevan la contribución de la actividad ganadera al 15% del total mundial de GEI (Soriano-Robles et al., 2018). Además, aproximadamente el 75% de estas emisiones provienen de países en desarrollo, siendo los principales emisores, en orden de importancia: Asia, América Latina, África y Europa. El ganado bovino es el principal contribuyente a las emisiones entéricas, representando el 75% del total durante el período 2000-2010, seguido por búfalos, ovejas y cabras (Soriano-Robles et al., 2018). Como ejemplo específico, una vaca adulta produce aproximadamente 500 litros de metano al día, cantidad que varía según su dieta, según Alfaro y Muñoz (2021).

En el caso de Europa, el gobierno europeo presta cada vez más atención al manejo de la ganadería intensiva y la agricultura por los efectos negativos que implican sobre el medio ambiente. En especial el foco se centra en la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) y amoníaco, ya que la actividad agropecuaria es una de las principales fuentes de emisión de estos. De hecho, el estudio realizado por la EEA (European Environment Agency) en el año 2018, demostró que en España la agricultura había supuesto en el año 2016 el 91% de las emisiones de amoníaco.

Los gases en los que Europa pone especial atención son el metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) y el dióxido de carbono (CO_2). El óxido nitroso contribuye al 6% del desarrollo del efecto invernadero en todo el mundo (Benavides et al., 2007) y, aunque no tiene tanta presencia como los otros dos y tiene una vida media de 120 años, su poder de calentamiento es 320 veces mayor al que tiene el dióxido de carbono (Capa, 2015). Aunque el amoníaco, objeto central de este estudio, no se clasifica como gas de efecto invernadero, su relevancia radica en su papel como precursor del N_2O en la atmósfera y de partículas $\text{PM}_{2,5}$.

La aplicación de nitrógeno de la mano de la agricultura y de las deyecciones de los animales de forma no planificada, hacen que quede en exceso en el suelo, lo que significa que las plantas y el suelo no puedan retenerlo, siendo lixiviados hacia aguas subterráneas o arrastrado por escorrentía superficial hacia cursos de agua. Esto produce la eutrofización de las aguas, implicando pérdida de biodiversidad acuática (Nkoa, 2014).

2.3. Fertilizante de origen orgánico: el compost

Para poder cerrar el ciclo de nutrientes y minimizar el uso de fertilizantes químicos y la concentración de amoníaco y gases de efecto invernadero en la atmósfera, se debe potenciar sistemas naturales de fertilización, como la aplicación de compost proveniente de residuos ganaderos (sobre todo del estiércol) y agrícolas a la tierra.

El compostaje es un proceso microbiológico aeróbico que consiste en la degradación de la materia orgánica hasta un compuesto estable, llamado compost. Este compuesto es realmente útil para los suelos, ya que mejora sus características físicas y químicas (Estrada-Bonilla et al., 2018).

El compostaje es un proceso lento que se desarrolla en cuatro etapas diferentes, en las cuales varía la temperatura, el pH, y hasta los organismos implicados en el proceso:

- Fase Mesófila. La fase mesófila se da durante la primera parte del proceso, desde su inicio hasta que se alcanza una temperatura aproximada de 45°C, y generalmente no toma más de 10 días. Durante esta etapa inicial, las bacterias aeróbicas descomponen la materia orgánica más fácilmente disponible, utilizando nitrógeno y carbono para producir su propia biomasa. La demanda de oxígeno es mayor al inicio de la actividad microbiana, cuando los microorganismos tienen su mayor tasa metabólica (Estrada-Bonilla et al., 2018).
- Fase Termófila. La temperatura sube por encima de los 45°C, generando el desarrollo de microorganismos termófilos, llegando a temperaturas mayores a 60°C e incluso hasta 70°C (Estrada-Bonilla et al., 2018). Esta fase puede durar incluso meses y es cuando se da la máxima descomposición de la materia orgánica. A estas temperaturas, las bacterias, hongos patógenos y parásitos son eliminados, por lo que esta fase también recibe el nombre de fase de higienización (Estrada-Bonilla et al., 2018).
- Fase de Enfriamiento (mesófila también). Se da cuando las fuentes de carbono se agotan y la actividad bacteriana desciende hasta llegar nuevamente a 40°C. Este proceso podría tomar varios días e incluso semanas (Estrada-Bonilla et al., 2018).
- Fase de Maduración. En esta fase ocurre la estabilización de la materia orgánica, haciéndola fácilmente disponible. Los valores de pH se incrementan durante la fase termófila y finalmente, cuando el compost se encuentra maduro, tiende a la neutralidad.

En las figuras 2.12 y 2.13 se pueden ver los procesos de variación de temperatura y Ph de forma gráfica:

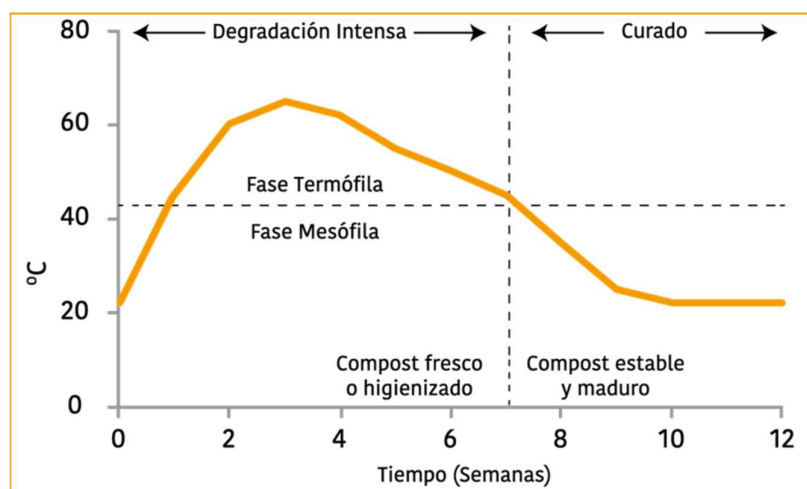


FIGURA 2.12. Variación de la temperatura en el proceso de compostaje. Estrada-Bonilla et al. (2018).

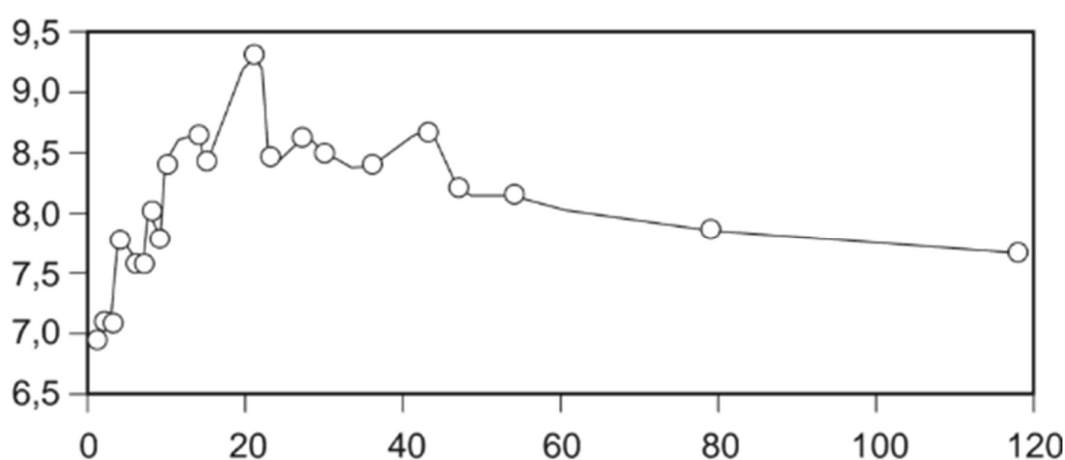


FIGURA 2.13. Variación del pH respecto al tiempo (días) en el proceso de compostaje. Moreno Casco y Moral Herrero (2008).

En el compost, tanto el carbono como el nitrógeno se encuentran principalmente en forma orgánica y su disponibilidad para las plantas depende de procesos de mineralización microbiana (Figuroa-Barrera et al., 2012). Más del 95% del nitrógeno total está en forma orgánica, transformándose gradualmente a formas minerales asimilables (NH_4^+ y NO_3^-) mediante amonificación y nitrificación (Rodríguez, 2002, citado en Figuroa-Barrera et al., 2012). El compost presenta las siguientes ventajas:

- Liberación gradual de nutrientes que sincroniza mejor con las necesidades del cultivo (Benedicto-Valdés et al., 2019).

- Mejora de propiedades físicas del suelo: densidad aparente, porosidad y retención de agua.
- Incremento de la actividad microbiana beneficiosa del suelo.
- Contribución a la sostenibilidad ambiental mediante valorización de residuos orgánicos.
- Reducción de la dependencia de fertilizantes químicos sintéticos.

Sin embargo, tiene también algunas desventajas:

- Desconocimiento del aporte real de nitrógeno mineral disponible (Figueroa-Barrera et al., 2012).
- Alta variabilidad en la composición según el material de origen y condiciones de compostaje.
- Baja concentración de nutrientes comparado con fertilizantes químicos.

2.4. El digestato como posible fertilizante orgánico

El digestato es el material residual obtenido después del proceso de digestión anaeróbica, durante el cual los microorganismos descomponen la materia orgánica en ausencia de oxígeno (Möller y Müller, 2012). Este material contiene una gran cantidad de compuestos orgánicos de origen vegetal y microbiano, así como numerosos elementos minerales (Gómez et al., 2020).

El desarrollo de degradación anaerobia se produce en varias etapas que se describirán a continuación, y siguiendo el estudio de Lorenzo Acosta & Obaya Abreu en el año 2005:

1. **Hidrólisis:** los compuestos orgánicos son solubilizados, convirtiendo los polímeros en respectivos monómeros.
2. **Acidogénesis:** los productos resultantes de la hidrólisis son convertidos en ácidos orgánicos (fundamentalmente acético, propiónico y butírico).
3. **Acetogénesis:** los compuestos descritos en la acidogénesis son transformados en ácido acético, hidrógeno y CO₂.
4. **Metanogénesis:** gracias al hidrógeno producido y al dióxido de carbono se produce metano.

La composición química del digestato varía significativamente, dependiendo del sustrato original y del tipo de proceso de digestión aplicado. Típicamente contiene macronutrientes esenciales como nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), junto con diversos micronutrientes (Albuquerque et al., 2012, citado en Gómez et al., 2020).

El digestato proviene principalmente de plantas de biogás. Las principales fuentes de materia prima para este proceso incluyen:

1. Residuos ganaderos: principalmente purines y estiércoles de origen vacuno, porcino y avícola (Navarro-Gil et al., 2022).
2. Residuos agroindustriales: subproductos de la industria alimentaria y otros restos agroalimentarios (Rojas-Molina y Elizondo-Salazar, 2020).
3. Cultivos energéticos: biomasa vegetal cultivada específicamente para producción de biogás (Pognani et al., 2009, citado en Navarro-Gil et al., 2022).
4. Fracción orgánica de residuos municipales: residuos domésticos biodegradables (Przygocka-Cyna y Grzebisz, 2018, citado en Navarro-Gil et al., 2022).

El proceso de digestión anaerobia genera dos productos principales: biogás (una mezcla de metano, dióxido de carbono y otros gases) que se utiliza como fuente de energía renovable, y el digestato como subproducto (Koszel y Lorencowicz, 2015).

El digestato tiene diversas aplicaciones, siendo las principales su uso como:

- Fertilizante y enmienda del suelo. La aplicación más valiosa del digestato es como fertilizante agrícola debido a su contenido en nutrientes. Podría aplicarse en forma líquida para fertirrigación o en forma sólida como abono de fondo. Su valor fertilizante es comparable al de algunos fertilizantes comerciales, como los excrementos secos de aves de corral, según el estudio de Gutser et al. (2005).
- Como adsorbente en gases contaminantes. Estudios recientes han demostrado que el biochar (producto sólido carbonoso) obtenido mediante la pirólisis del digestato de purín podría ser utilizado como adsorbente de bajo coste para la captura de gases contaminantes como el H_2S presente en el biogás, impulsando así el concepto de economía circular en las explotaciones ganaderas (Navarro-Gil et al., 2022).

- Para la recuperación de nutrientes determinados. El digestato puede someterse a procesos adicionales para la recuperación selectiva de nutrientes. Por ejemplo, mediante el uso de membranas permeables a gases se puede recuperar el amoníaco del digestato para producir sulfato amónico, un valioso fertilizante (Molinuevo-Salces et al., 2020).

Entre las principales ventajas que tiene el digestato, destaca el reciclaje de nutrientes que se puede conseguir usándolo como fertilizante, sobre todo atendiendo al nitrógeno, fósforo y potasio, permitiendo reducir el uso de fertilizantes sintéticos. También se podría añadir la mejora de algunas propiedades físicas del suelo como la conductividad eléctrica (Nkoa, 2014, citado en Gómez et al., 2020). También favorece un menor impacto ambiental, ya que su uso puede reducir las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas con la gestión tradicional de residuos orgánicos y la fabricación de fertilizantes sintéticos (Rojas-Molina y Elizondo-Salazar, 2020), permitiendo el paso al desarrollo de una economía más circular.

En cuanto a las desventajas, la primera que se debe definir es la alta variedad en cuanto a composición se refiere, ya que depende del sustrato de entrada y las condiciones del proceso, lo que dificulta su estandarización como producto comercial (Marañón et al., 1998, citado en Gómez et al., 2020). También cabe mencionar que, en algunos casos, particularmente cuando el digestato proviene de plantas de biogás sin separación de fracciones, la concentración de nutrientes puede ser baja, lo que aumenta los costos de transporte y aplicación (Gómez et al., 2020).

En el digestato, el carbono y nitrógeno se encuentran principalmente en formas modificadas respecto al material orgánico original debido al proceso de digestión anaeróbica (Gómez et al., 2020). Durante la digestión anaerobia se ha demostrado que la relación carbono/nitrógeno (C/N) disminuye significativamente, mientras que el contenido de nitrógeno mineral ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) y el pH del sustrato aumentan considerablemente (Möller y Müller, 2012, citados en Gómez et al., 2020). El proceso de digestión anaeróbica promueve la preservación y acumulación de nutrientes inorgánicos como fósforo, potasio y nitrógeno, transformando una mayor proporción del nitrógeno orgánico en formas minerales directamente asimilables por las plantas (Pognani et al., 2009, citado en Gómez et al., 2020). Esta característica diferencia al digestato de otros materiales orgánicos como el compost, donde el nitrógeno permanece predominantemente en forma orgánica y requiere procesos de mineralización más prolongados para su liberación.

2.5. El purín como posible fertilizante orgánico

El purín representa uno de los principales residuos orgánicos generados en la ganadería intensiva, cuya gestión adecuada supone un desafío ambiental y una oportunidad para la valorización de recursos.

El purín es un residuo líquido o semilíquido procedente de explotaciones ganaderas que contiene una mezcla de deyecciones animales (orina y heces), agua de lavado, restos de alimentos, y ocasionalmente, agua de lluvia y otros materiales. Se caracteriza por tener un alto contenido de agua (hasta un 90%), una baja relación carbono/nitrógeno (C/N) y una concentración variable de nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio (Blanco-Redondo, 2016, citado en Gómez et al., 2020).

La composición química del purín es heterogénea y depende de múltiples factores, como la especie animal, su edad, alimentación y estado fisiológico, el tipo de explotación, el tipo de bebederos, el manejo del ganado, las prácticas de limpieza y el ambiente de la explotación (García-González et al., 2015).

El uso más tradicional y extendido del purín es como fertilizante orgánico para cultivos y pastos, aprovechando su contenido en nutrientes; aunque también tiene otros usos, como materia prima para plantas de biogás mediante digestión anaeróbica, generando energía renovable y digestato como subproducto (Navarro-Gil et al., 2022).

El purín tiene una serie de ventajas y desventajas respecto a otras materias:

- Ventajas: aporte de materia orgánica beneficiosa para el suelo, y nutrientes para las plantas, menor coste económico por dicha fertilización, contribución a la economía circular y reducción de gases de efecto invernadero (Gómez et al., 2020).
- Desventajas: emisión de amoníaco en su descomposición, que contribuye a la acidificación del suelo y a la formación de partículas finas perjudiciales para la salud (Molinuevo-Salces et al., 2020); limitaciones logísticas por su contenido en agua, variabilidad en la composición, como le ocurre al digestato; olores desagradables y la presencia de metales pesados, aunque su concentración depende de la alimentación del ganado (Barabasz et al., 2002, citado en Gómez et al., 2020).

2.6. Mineralización del carbono (C) y del nitrógeno (N) de los abonos orgánicos

La mineralización del carbono y del nitrógeno es un proceso fundamental en la agricultura, ya que representa la transformación de los compuestos orgánicos e inorgánicos

nitrogenados de una forma no asimilable a otra asimilable por las plantas gracias a la acción de los microorganismos. Según Celaya-Michel et al. (2011), el nitrógeno es, después del agua, el nutriente más limitante para la productividad de las plantas, especialmente en ecosistemas áridos y semiáridos, por lo que es fundamental saber cómo funcionan estos procesos y cómo beneficiarlos.

2.6.1. Proceso de mineralización del carbono

La mineralización del carbono (C), consiste en la transformación del C contenido en la materia orgánica del suelo a dióxido de carbono (CO_2) en forma gaseosa por la acción microbiana (Benedicto-Valdés et al., 2019).

Además, en el proceso de su mineralización, se liberan otros elementos como N, P y S que estaban contenidos en la materia orgánica y que son liberados en formas disponibles para las plantas. También mejora las características físicas y químicas del suelo, como la retención de agua y la capacidad de intercambio catiónico (Benedicto-Valdés et al., 2019). Por otro lado, la mineralización del carbono estimula la actividad de microorganismos beneficiosos en la rizosfera, que pueden promover el crecimiento vegetal y suprimir patógenos.

2.6.2. Proceso de mineralización del N

La mineralización del nitrógeno se define como el proceso mediante el cual el nitrógeno orgánico del suelo es transformado por los microorganismos a formas inorgánicas (Binkley y Hart, 1989, citados por Celaya-Michel et al., (2011). Su proceso es algo más complejo que el del C, y según Hernández et al. (2002), la mineralización de nitrógeno orgánico se puede describir en las siguientes etapas:

1. Amonificación: el nitrógeno orgánico se transforma en amonio (NH_4^+) por la acción de los microorganismos del suelo, pudiendo ser capturado por las arcillas del suelo, por la misma materia orgánica, asimilado por las plantas o microorganismos, lixiviados y oxidados por bacterias autótrofas mediante el proceso de nitrificación.
2. Nitrificación: en este proceso el amonio se nitrifica, es decir, pierde dos átomos de hidrógeno para formar nitrito (NO_2^-) que es perjudicial para las plantas. Este nitrito, luego se transforma a nitrato (NO_3^-), que ya sí es asimilable por las plantas y beneficioso para su crecimiento.
3. Inmovilización: un porcentaje de estas formas inorgánicas son absorbidas por los microorganismos para poder formar proteínas que contribuyen a su crecimiento y

multiplicación. Debido a este último proceso, hay que distinguir entre mineralización bruta, cantidad total de nitrógeno liberado por la materia orgánica y mineralización neta, resultado de la mineralización bruta menos la parte inmovilizada por los microorganismos.

Hay una serie de factores que influyen en el proceso de mineralización tanto del C como del N:

- Tipo de suelo: Hernández et al. (2002) encontraron que la mineralización de nitrógeno orgánico fue mayor en suelos de textura arenosa en comparación con suelos arcillosos. Esto se debe a que los suelos arcillosos pueden proteger la materia orgánica de la mineralización (Stevenson, 1986, citado por Hernández et al., 2002).
- Temperatura y humedad: una temperatura y humedad moderadas favorecen la mineralización.
- Tipo de residuo orgánico: Hernández et al. (2002) observaron que la mineralización de nitrógeno fue mayor en suelos tratados con lodos aeróbicos en comparación con los anaeróbicos, coincidiendo con otros estudios (Serna y Pomares, 1992; Magdoff y Chromec, 1977, citados por Hernández et al., 2002).
- Dosis de aplicación: cabe pensar que a mayor aportación de N, mayor cantidad de N mineralizado, y es así, pero hay que tener en cuenta que las pérdidas son mayores también. Hernández et al. (2002), encontró que la mineralización neta disminuye a mayor aportación de N.

3. OBJETIVOS DEL TFM

3. OBJETIVOS DEL TFM

Este Trabajo de Fin de Máster tiene como objetivo principal evaluar y comparar la dinámica de la mineralización del nitrógeno y del carbono en el suelo tras la aplicación de tres enmiendas orgánica: compost, purín y digestato, mediante el seguimiento temporal de los cambios en las fracciones mineralizadas, con el fin de determinar su comportamiento como fuentes potenciales de nutrientes y su contribución a la fertilidad del suelo.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Localización del suelo utilizado

La experiencia fue desarrollada en la Universidad de Valladolid, en el Campus de Palencia, dentro de la comunidad autónoma de Castilla y León, España.

El suelo de cultivo fue extraído del polígono 8 y parcela 23, con número de identificación 34900A008000230000JB. A continuación, se muestran fotografías de la parcela y su localización (figuras 4.1 y 4.2):



FIGURA 4.1. Parcela 23, polígono 8, ciudad de Palencia.



FIGURA 4.2. Parcela 23, polígono 8.

Se utilizaron 3 abonos orgánicos para mezclarlos con el suelo de cultivo: purín, digestato y compost. El digestato vino de una planta de biogás de la provincia de Salamanca que usa como sustratos purín de cerdo y residuos agroalimentarios; el purín de cerdo de una granja de Segovia y el compost de estiércol de vacuno lechero y paja.

4.2. Diseño experimental del ensayo de incubación

Inicialmente se analizaron las características del suelo: así como de las muestras iniciales del purín, el digestato y el compost. Estos datos se pueden observar en la TABLA 5.1 del apartado "Resultados".

Para el estudio de los procesos de mineralización de nitrógeno y carbono en la mezcla suelo-abono orgánico, se estableció un diseño experimental temporal que contempló un período de observación de 13 semanas. La estructura temporal del muestreo se organizó de manera estratégica, concentrando las mediciones durante las primeras cinco semanas del ensayo, y después se realizaron mediciones en las semanas 5, 7, 9, 11 y 13, con el objetivo de caracterizar la evolución a largo plazo de los procesos de mineralización de C y N en el sistema suelo-abono.

El diseño experimental incluyó tres tratamientos de la mezcla suelo-abono con tres réplicas por cada uno de los tratamientos por cada semana. Estas mezclas evaluadas son las siguientes: mezcla de suelo con compost, una segunda combinación de suelo con purín líquido, una tercera mezcla incorporando digestato líquido, y finalmente un tratamiento testigo consistente únicamente en suelo sin abono orgánico (3 réplicas por cada semana también).

La preparación del ensayo requirió la elaboración de 120 unidades experimentales distribuidas de manera equitativa entre las cuatro mezclas, con 30 muestras por tratamiento correspondientes a las 10 fechas de muestreo establecidas.

La metodología de incubación se basó en condiciones controladas de temperatura y humedad, manteniendo las muestras a 25°C y al 70% de humedad para optimizar la actividad microbiana responsable de los procesos de mineralización (Busby et al., 2007).



FIGURA 4.3. Incubación en estufa a temperatura y humedad controlada de las unidades experimentales.

4.3. Mezclas suelo-abono

Todas las mezclas suelo-abono estaban compuestas por suelo, entre 50,9 y 51 gramos de suelo; agua hasta llegar al 70% de la capacidad de campo del suelo, y una cantidad calculada de compost, digestato y purín. Para el cálculo de esta cantidad de agua y abono se procedió de la siguiente forma:

Para la cantidad de abono se tuvo en cuenta como dato de referencia el límite en España de concentración de nitrógeno en los suelos de cultivo según Real Decreto 47/2022, de 18 de enero, sobre protección de las aguas contra la contaminación difusa producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias, que establece una cantidad máxima de abono orgánico aplicada al terreno de 210 kg de N/ha (se tomó el mismo valor para el cálculo del compost, purín y del digestato), dando lugar a los datos que se pueden ver en la tabla 4.1. Por otro lado, se conocía previamente el contenido de N de los abonos, por lo que se calculó la dosis de abono fresco

para cada una de las mezclas. Además, se tuvo en cuenta el contenido de agua del purín y del digestado ya que ambos están en forma líquida.

TABLA 4.1. Contenido de N en los abonos y cantidad de abono en las mezclas de suelo para alcanzar 210 kg N/ha.

Tratamiento	Configuración	Dosis de abono orgánico (g)	Contenido de N de los abonos (gN/kg)
T (testigo)	Suelo	0	-
C (compost)	Suelo+Compost	0,43	11,54
P (purín)	Suelo+Purín	0,86	5,81
D (digestato)	Suelo+Digestato	2,64	1,89

4.4. Análisis de las muestras de suelo y abonos orgánicos

4.4.1. Textura del suelo

Se usó el método del densímetro de Bouyoucos, que se basa en la relación existente entre la concentración de partículas en una suspensión acuosa y la densidad de dicha suspensión a una temperatura y tiempo dado. Mediante la medición de la densidad en distintos tiempos de sedimentación se determina la distribución de partículas, según los tamaños.

Los distintos porcentajes de cada fracción se calcularon empleando las siguientes expresiones:

$$X = [(d - d_0) + (T - 20) \times 0,36] / p \times 100$$

$$Y = [(d' - d_0') + (T' - 20) \times 0,36] / p \times 100$$

$$\% \text{ arena} = 100 - x$$

$$\% \text{ limo} = x - y$$

$$\% \text{ arcilla} = y$$

Donde: p = peso de muestra de suelo seco y tamizado (g); x = % de limo + arcilla; y = porcentaje de arcilla; d = densidad de la suspensión (g/L) a los 40 segundos; d' = densidad de la suspensión (g/L) a las 2 horas; d₀ = densidad de la suspensión (g/L) en el blanco a los 40 segundos; d₀' = densidad de la suspensión (g/L) en el blanco a las 2 horas; T = temperatura de la suspensión cuando se realiza la lectura del densímetro a los 40 segundos; T' = temperatura de la suspensión cuando se realiza la lectura del densímetro a las 2 horas.

4.4.2. Humedad

Para la determinación del contenido de humedad en las muestras de suelo y abonos orgánicos, se siguió un procedimiento gravimétrico estándar. Inicialmente, se procedió al pesaje de las muestras frescas, registrando con precisión su peso inicial en balanza analítica. Estas muestras se depositaron posteriormente en una estufa previamente calibrada a 105°C durante 1 día para eliminar el contenido de agua presente.

Una vez transcurrido el tiempo de secado, se procedió al pesaje de las muestras secas tras su enfriamiento a temperatura ambiente en un desecador. El contenido de humedad se calculó mediante la fórmula: $(\text{Peso muestra fresca} - \text{Peso muestra seca}) / (\text{Peso muestra fresca}) \times 100$. Para obtener el porcentaje de sólidos totales o materia seca, se restó a 100 el valor de humedad obtenido.

Para garantizar la precisión de los resultados, se utilizaron tres réplicas de cada muestra y se calcularon los valores promedio tanto de humedad como de materia seca. Este procedimiento permitió obtener datos fiables sobre el contenido hídrico de las muestras, parámetro fundamental para la posterior caracterización de los materiales analizados.

4.4.3. pH y conductividad eléctrica

Para la determinación del pH y la conductividad eléctrica en muestras de suelo, se siguió un método de suspensión suelo-agua que permite evaluar estas propiedades fisicoquímicas fundamentales del suelo (Navarro-Gil et al., 2022). El procedimiento se inició con la preparación de las muestras, seguido de un periodo de agitación controlada y finalizó con la medición instrumental de los parámetros, como se detalla a continuación.

Se comenzó pesando con precisión muestras de 10 gramos de suelo que se depositaron en vasos de precipitados debidamente identificados. A continuación, se añadieron 25 ml de agua destilada a cada muestra, estableciendo así una relación suelo-agua de 1:2,5, proporción utilizada habitualmente en análisis de suelos (Gómez et al., 2020). Esta relación permitió una adecuada suspensión del suelo y facilitó la medición posterior de los parámetros.

Una vez preparadas todas las suspensiones, se procedió a su homogeneización mediante agitación mecánica. Las muestras se sometieron a agitación continua durante 10 minutos utilizando un agitador magnético. Tras la agitación, las suspensiones se dejaron reposar durante 30 minutos para permitir la sedimentación parcial de las partículas más gruesas y la estabilización de la solución.

Finalmente, utilizando un pHmetro previamente calibrado con soluciones tampón estándar, se procedió a la medición del pH de cada muestra, registrando los valores obtenidos. De manera similar, empleando un conductímetro calibrado, se determinó la conductividad eléctrica de las muestras, parámetro que proporcionó información sobre la concentración de sales solubles presentes en el suelo (Navarro-Gil et al., 2022). Ambas mediciones se realizaron directamente en la suspensión suelo-agua tras el periodo de reposo establecido.

Para la medición del pH de los abonos inicialmente se midió directamente el pH sobre el purín y el digestato para conocer el valor; mientras que, para el compost, antes de medir el pH, se agitaron 10 gramos de compost en 25 ml de agua con un agitador magnético durante 30 minutos, dejándolo después reposar durante 10 minutos.

4.4.4. Cálculo de la capacidad de campo

Para la determinación del 70% de la capacidad de campo en las muestras de suelo, se siguió un procedimiento de saturación y drenaje gravitacional. Inicialmente se procedió al pesaje de las muestras de suelo seco para establecer el peso base de referencia.

Se añadió agua a cada muestra hasta alcanzar el punto de rebose, asegurando la saturación completa del espacio poroso del suelo. Las muestras se dejaron en reposo durante 24 horas para permitir el drenaje gravitacional del agua libre a través de orificios previamente realizados en la parte inferior de los recipientes. Durante este periodo, el agua sobrante se lixivió por drenaje, quedando únicamente el agua retenida por las fuerzas capilares del suelo.

Transcurrido el tiempo de drenaje, se procedió al pesaje del recipiente conteniendo la muestra de suelo con humedad al 100% de la capacidad de campo. La diferencia entre este peso y el peso inicial del suelo seco proporcionó la cantidad de agua retenida a capacidad de campo.

Mediante factores de conversión se calculó la cantidad de agua correspondiente al 70% de la capacidad de campo para cada muestra según su peso de suelo, que fue el valor utilizado posteriormente para el ajuste de humedad en los ensayos de incubación y mineralización.

Para garantizar la precisión de los resultados, se utilizaron tres réplicas de cada muestra y se calcularon los valores promedio.

4.4.5. Materia orgánica

Para la determinación del contenido de materia orgánica en las muestras del suelo y abonos, se siguió un procedimiento de calcinación. Se procedió al pesaje de las muestras secas tras haber permanecido 1 día a 105°C en la estufa para garantizar la eliminación completa del contenido de humedad.

Posteriormente, las muestras se depositaron en la mufla a 550°C durante 4 horas. Esta temperatura elevada permite la combustión completa de la materia orgánica presente en las muestras, dejando únicamente las cenizas como residuo inorgánico.

Una vez transcurrido el tiempo de calcinación, se procedió al pesaje de las muestras tras su enfriamiento en desecador para evitar la reabsorción de humedad atmosférica. El porcentaje de materia orgánica se obtuvo por diferencia: $(\text{Peso muestra seca} - \text{Peso muestra tras mufla}) / \text{Peso muestra seca} \times 100$.

Para garantizar la precisión de los resultados, se utilizaron tres réplicas de cada muestra y se calcularon los valores promedio.

4.4.6. Determinación de C y N total mediante analizador elemental LECO

Para la caracterización completa del suelo y los abonos orgánicos utilizados en el ensayo, se determinó el contenido de carbono orgánico total (TOC) y nitrógeno total mediante un analizador elemental LECO. Este método se basa en el principio de combustión seca a alta temperatura, ofreciendo una alternativa rápida para la determinación de estos elementos.

Para el análisis, se pesaron muestras de 0,2 g en cápsulas de cerámica, las cuales se introdujeron en el analizador para su combustión automática y posterior cuantificación de carbono y nitrógeno total.

4.4.7. Determinación de nitratos en muestras de suelo

Para la determinación de nitratos en muestras de suelo, se inició el procedimiento con la extracción de estos iones de las muestras almacenadas. Se extrajeron 10 g de cada muestra de suelo, depositándolos en matraces de plástico previamente identificados. Se registró con precisión el peso de cada muestra y posteriormente se adicionaron 30 ml de una disolución saturada de sulfato de calcio 2-hidrato a cada matraz (Sempere et al., 1993).

A continuación, se sometieron los matraces a agitación durante 20 minutos para facilitar la extracción completa de los nitratos. Una vez completada la agitación, se transfirió el contenido a pequeños tubos de plástico con tapón.

Las muestras se centrifugaron durante 3 minutos a 1500 r.p.m. Tras la centrifugación, se procedió a filtrar el sobrenadante, transfiriendo la fase líquida a tubos limpios e identificados. Para facilitar este proceso, se utilizó papel de filtro de tamaño adecuado. Los tubos con el filtrado se guardaron en el congelador dentro de una bolsa identificada con la semana correspondiente para su posterior análisis espectrofotométrico.

Para la elaboración de la curva de calibrado, se prepararon disoluciones patrón introduciendo en matraces aforados de 100 ml volúmenes de 0, 1, 2,5, 5, 10 y 20 ml de la disolución patrón de nitrato, completando hasta el enrase con la disolución saturada de sulfato de calcio. Posteriormente, se midió la absorbancia de estas disoluciones en el espectrofotómetro a 220 nm y 275 nm para establecer la relación entre absorbancia y concentración, obteniendo así las curvas de calibrado necesarias para la cuantificación de las muestras (Sempere et al., 1993).

Las mediciones espectrofotométricas se realizaron inicialmente a una longitud de onda de 220 nm y después a 275 nm. Para la calibración del equipo, se utilizaron dos blancos (disolución de sulfato de calcio sin nitratos) en cubetas de cuarzo.

La absorbancia debida específicamente al ión nitrato se calculó mediante la fórmula:

$$A = A_{220} - 2 \times A_{275}$$

Esta resta se realiza debido a que la materia orgánica puede interferir en la absorción de radiación, debiendo realizar una segunda medida a la longitud de onda de 275 nm y restar a la primera para corregir el valor de nitrato la posible interferencia de la materia orgánica.

Finalmente, para expresar la concentración de ión nitrato en mg/kg de suelo seco, se aplicó la siguiente fórmula:

$$\text{mg NO}_3^-/\text{kg de suelo} = (\text{concentración} \times 30) / \text{gramos de muestra de suelo}$$

4.4.8. Determinación de amonio en muestras de suelo

Se pesaron 16 gramos de las muestras correspondientes a cada semana y se mezclaron con una disolución de cloruro de potasio (KCl) 1M en un matraz de plástico mediante agitación durante 1 hora completa para garantizar la extracción eficiente del amonio.

Una vez completada la agitación se pasó la mezcla a pequeños tubos de vidrio que se centrifugaron a 1500 r.p.m. durante 3 minutos. La parte líquida de estos tubos se filtró y pasó a tubos Falcon que se congelaron para su posterior análisis.

El amonio se midió por destilación mediante el método Kjeldahl. Para ello la muestra se mezcla con una disolución básica de NaOH, lo que transforma el ion amonio en amoníaco gaseoso. Posteriormente el amoníaco volatilizado se arrastra con vapor de agua y es capturado en una solución absorbente (ácido bórico), donde se transforma nuevamente en amonio. La cantidad de amonio se determina por valoración ácido-base, en este caso con HCl 0,1N.

4.4.9. Cálculo de la Mineralización Neta de Nitrógeno (MNN), Nitrificación (Nit) y Mineralización del Carbono

Siguiendo la metodología de Chrysanthopoulos et al. (2024), se calculó la mineralización neta de nitrógeno (NNM) y del carbono (CM) la nitrificación (Nit) para diferentes intervalos temporales utilizando las siguientes fórmulas:

$$\text{NNM (mg N kg}^{-1}\text{ suelo)} = \text{N mineral (tf)} - \text{N mineral (ti)} \quad (\text{Ec. 4.1})$$

$$\text{Nit (mg N kg}^{-1}\text{ suelo)} = \text{NO}_3^- \text{ (tf)} - \text{NO}_3^- \text{ (ti)} \quad (\text{Ec. 4.2})$$

$$\text{CM (mg N kg}^{-1}\text{ suelo)} = \text{C mineral (tf)} - \text{C mineral (ti)} \quad (\text{Ec. 4.3})$$

Donde tf representa el tiempo final del período y ti el tiempo inicial. El nitrógeno mineral total corresponde a la suma de amonio y nitrato ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$).

Se analizaron los siguientes intervalos temporales: semana 0-4, semana 4-9, semana 9-13. Para calcular los valores de MNN, Nit y CM se restaron los valores del testigo (suelo sin abono) a las siguientes variables: N amoniacal, N nítrico, N inorgánico y C mineralizado, ya que reflejan las formas disponibles y dinámicas que cambian debido a los procesos de mineralización, nitrificación e inmovilización. Por otra parte, no se ha restado el tratamiento testigo al N total ni al C total para ver si existen ganancias o pérdidas de N y C en el suelo.

5. RESULTADOS

5. RESULTADOS

5.1. Características iniciales del suelo y de los abonos

En la TABLA 5.1 se detallan las características iniciales del suelo y de los tres abonos utilizados en este estudio. Se puede observar que el suelo presentó características típicas de suelos calizos mediterráneos, con bajo contenido de humedad (5%) y elevada materia seca (95%), pH alcalino de 8,47 y conductividad eléctrica baja (13,45 $\mu\text{S}/\text{cm}$), indicando escasa salinidad inicial.

TABLA 5.1. Características iniciales del suelo y de los abonos en peso fresco.

Parámetro	Suelo	Compost	Purín	Digestato
Arena (%)	81,83	-	-	-
Limo (%)	14,94	-	-	-
Arcilla (%)	3,23	-	-	-
Textura	Franco arenosa	-	-	-
pH	8,47	9,07	7,29	7,85
Conductividad eléctrica dS/m	0,01345	1,85	32,8	21,9
Humedad (%)	5	23,14	96,57	96,72
Materia Seca (%)	95	76,86	3,43	3,28
Materia orgánica (%)	0,987	21,88	2,51	1,63
Carbono total (%)	0,57	12,69	1,46	0,95
C/N	5,23	10,99	2,51	5,03
Nitrógeno total (g N/kg)	1,09	11,54	5,81	1,89
Nitrógeno orgánico (g N/kg)	1,09	11,49	1,74	0,64
Nitratos (g N/kg)	0	0,031	0,0205	0

Los abonos orgánicos mostraron propiedades contrastantes. El compost se caracterizó por un contenido moderado de humedad (23,14%), alta concentración de materia orgánica (21,88% sobre materia seca), pH alcalino (9,07), la conductividad eléctrica más baja (1.85 dS/m) y el mayor contenido de nitrógeno (11,54 g N/kg).

El purín y el digestato presentaron elevada humedad (96,57% y 96,72% respectivamente), con muy baja materia seca (3,43% y 3,28%). El purín mostró pH casi neutro (7,29), conductividad eléctrica moderada (32,8 dS/m) y contenido de nitrógeno bastante elevado para ser un purín (5,81 g N/kg). El digestato exhibió un pH ligeramente alcalino (7,85), menor conductividad eléctrica (21,9 S/m) y el menor contenido de nitrógeno (1,89 g N/kg).

Recopilando datos, el nitrógeno total inicial presentó valores de 1,09 g N/kg en el suelo testigo, 11,54 g N/kg en el compost, 5,81 g N/kg en el purín y 1,89 g N/kg en el digestato. El nitrógeno orgánico mostró valores de 1,09 g N/kg en el suelo, 11,49 g N/kg en el compost, 1,74 g N/kg en el purín y 0,64 g N/kg en el digestato. Se puede observar que casi todo el N total está en forma orgánica en el suelo y en el compost. Sin embargo, en el purín y el digestato el 30% del N total está en forma orgánica, en el caso del digestato se debe a que durante el proceso de digestión anaerobia la mineralización del N total en N amoniacal es más rápida (el N amoniacal es la suma de las formas NH_4^+ y NH_3 que se encuentran en equilibrio en función del pH y la temperatura). Estos datos concuerdan con los obtenidos en otros estudios en los que se caracteriza el purín y el digestato como García-González et al., (2015b).

Asimismo, se midieron los nitratos en el suelo y en los abonos, siendo cero en el testigo y en el digestato, y con valores de 0,031 g N/kg en el compost y 0,0205 g N/kg en el purín, los cuales son valores bajos.

5.2. pH y conductividad eléctrica

La evolución del pH del suelo mostró diferencias entre los tratamientos durante las 13 semanas de seguimiento, siendo ligeramente mayores dichas diferencias en las primeras 4 semanas (Figura 5.1). El tratamiento testigo mantuvo valores relativamente estables entre 8,1-8,5, con una media de $8,35 \pm 0,15$.

El tratamiento con compost presentó valores iniciales de pH 8,7, manteniéndose en el rango 8,3-8,8 durante la mayor parte del período experimental. El purín exhibió un comportamiento similar, oscilando entre 8,2-8,5. El digestato exhibió un comportamiento intermedio, con valores oscilando entre 8,2-8,7, mostrando mayor estabilidad que el purín, pero menor que el testigo (Figura 5.1).

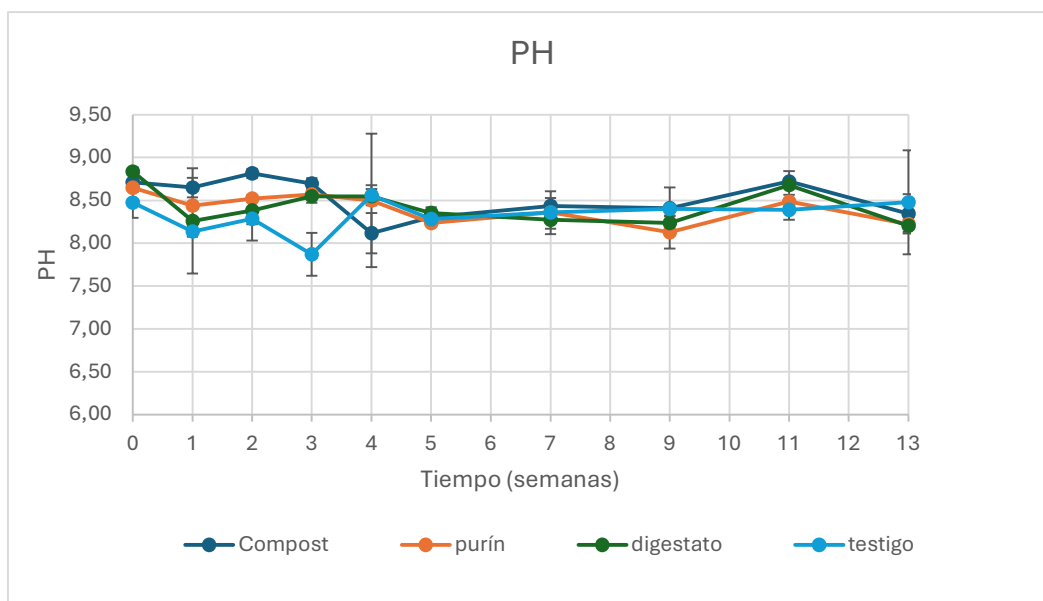


FIGURA 5.1. Evolución del pH a lo largo de la experiencia. Los valores representados en la figura son medias de 3 réplicas por muestra, y la desviación estándar entre las réplicas se representa en barras verticales.

La conductividad eléctrica reveló patrones diferenciados entre tratamientos. En primer lugar, el testigo mostró una conductividad muy estable en toda la experiencia, siendo la más baja. La CE aumentó al añadir los abonos al suelo. El digestato registró los valores más elevados (280-500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) con tendencia ascendente. Esto podría deberse a que el digestato contiene más sales minerales solubles gracias a la materia prima y al proceso de fermentación, tal y como explica Gómez et al. (2020). El purín mostró alta variabilidad inicial, alcanzando un pico de 480 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la semana 4, posteriormente estabilizándose en torno a 320-430 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

El compost mantuvo valores moderados (100-300 $\mu\text{S}/\text{cm}$) con ligera tendencia ascendente, mientras que el testigo exhibió los valores más bajos y estables (130-350 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Figura 5.2).

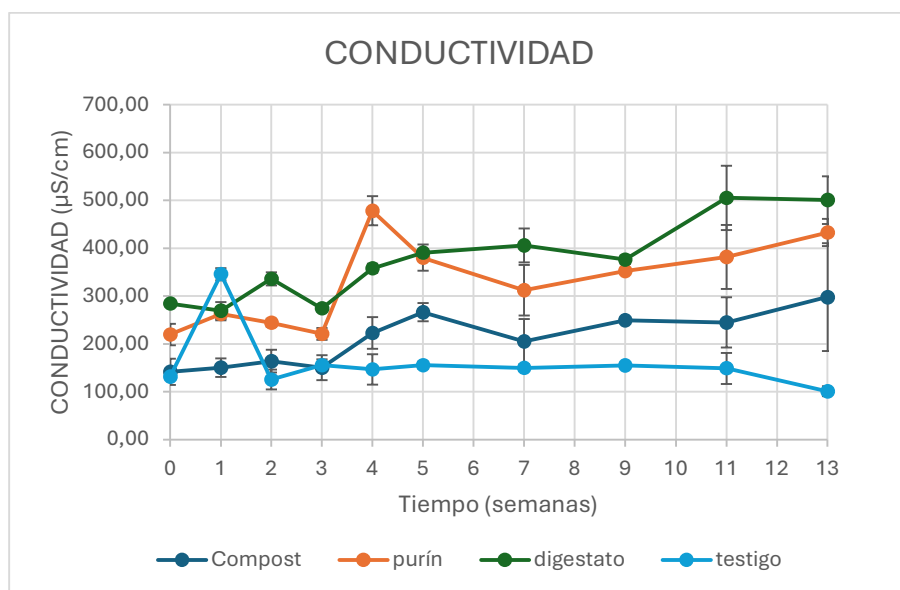


FIGURA 5.2. Evolución de la conductividad eléctrica a lo largo de la experiencia. Los valores representados en la figura son medias de 3 réplicas por muestra, y la desviación estándar entre las réplicas se representa en barras verticales.

5.3. Nitrógeno total

El nitrógeno total mostró dinámicas temporales específicas para cada tratamiento durante el período experimental (Figura 5.3). El purín exhibió las concentraciones más elevadas, con un pico máximo en la semana 2 alcanzando aproximadamente 1.500 mg N/kg, seguido de una estabilización en el rango 1.100-1.300 mg N/kg durante las semanas intermedias, y culminando con valores de 1.100 mg N/kg al final del experimento.

El tratamiento con digestato presentó valores iniciales de 900 mg N/kg, incrementándose progresivamente hasta alcanzar un máximo de 1.370 mg N/kg en semana 3, manteniéndose relativamente estable en el rango 1.100-1.200 mg N/kg durante el resto del período experimental. El tratamiento con compost manifestó un patrón de descenso gradual, iniciando con 1.077 mg N/kg y disminuyendo progresivamente hasta 952 mg N/kg en la semana 13, sugiriendo mineralización continua de sus reservas orgánicas.

El testigo mantuvo concentraciones relativamente estables entre 900-1.200 mg N/kg durante todo el experimento, reflejando las reservas naturales de nitrógeno del suelo sin aporte externo de abono. Las fluctuaciones observadas en todos los tratamientos indican procesos dinámicos de mineralización-inmovilización característicos de sistemas edáficos con actividad microbiana activa, en los cuales la tendencia es a una disminución progresiva del N total.

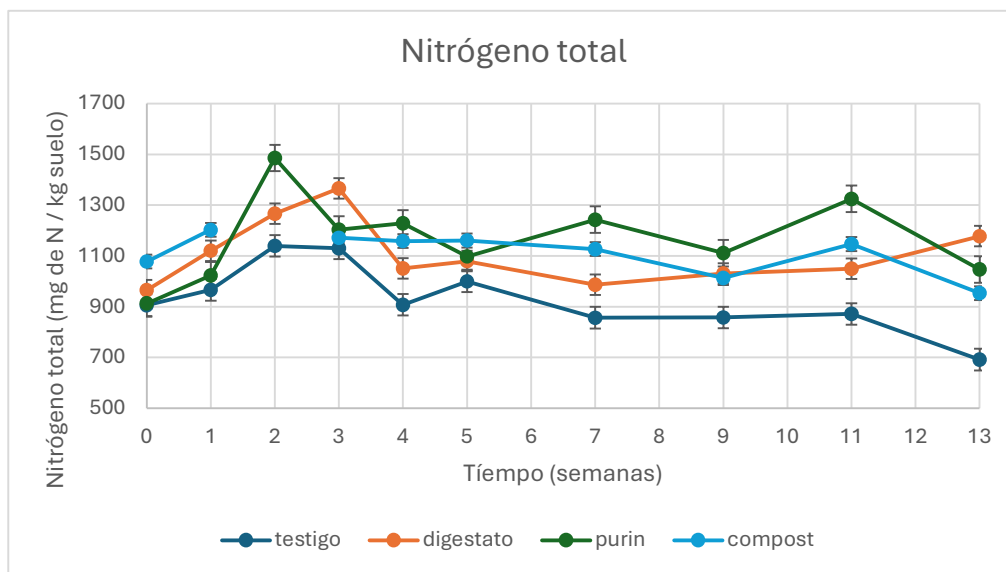


FIGURA 5.3. Gráfica de la evolución de Nitrógeno total a lo largo de la experiencia. Los valores representados en la figura son medias de 3 réplicas por muestra, y la desviación estándar entre las réplicas se representa en barras verticales.

5.4. Evolución del nitrógeno inorgánico total

Según se observa en la Figura 5.4, el contenido en N inorgánico del suelo aumenta en los tres tratamientos, lo cual indica que se está produciendo la transformación del N orgánico en el suelo. El digestato y purín exhibieron concentraciones iniciales superiores (76 y 62 mg/kg respectivamente) comparadas con el compost que registró valores menores (45 mg/kg). Durante las primeras semanas, los tres tratamientos mostraron patrones variables con incrementos graduales en el contenido en N inorgánico total del suelo en el tratamiento con purín, mientras que los tratamientos con compost y el digestato se mantuvieron en valores relativamente estables.

A partir de la semana 6 se observó una intensificación marcada en la acumulación de nitrógeno inorgánico en el suelo. El purín exhibió incrementos pronunciados alcanzando 477 mg/kg en la semana 11, para acabar en 493 mg/kg al final del experimento. El digestato mostró tendencia ascendente sostenida desde semana 6, alcanzando un máximo de 477 mg/kg en la última semana del estudio. Por su parte el compost presentó una transformación tardía pero progresiva, incrementándose desde 82 mg/kg en la semana 7 hasta 302 mg/kg al término del período experimental. Los datos obtenidos concuerdan con lo esperado, ya que el compost es un producto estable con un contenido menor en N inorgánico que el purín y el digestato.

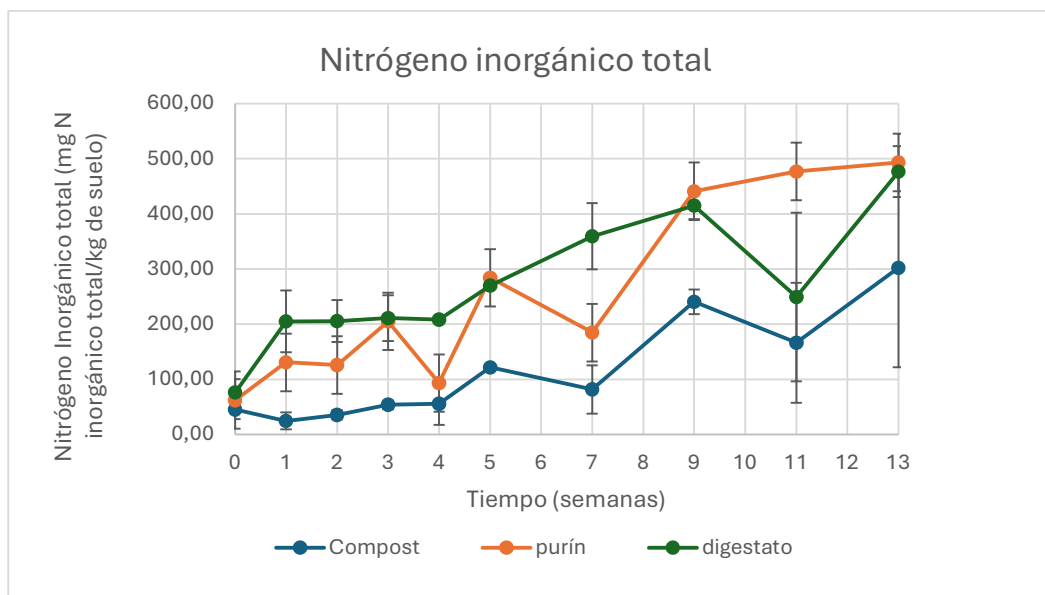


FIGURA 5.4. Nitrógeno inorgánico total a lo largo de la experiencia. Los valores representados en la figura son medias de 3 réplicas por muestra, y la desviación estándar entre las réplicas se representa en barras verticales.

5.5. Evolución del N amoniacal

La concentración de N-NH_4^+ mostró patrones de reducción característicos, debido a la transformación en el suelo del N amoniacal en nitrato (Figura 5.5). En el caso del compost durante las primeras 3 semanas se observa un incremento del N amoniacal, debido probablemente a la transformación del N orgánico en N amoniacal. Esto viene corroborado por la baja concentración en nitratos del compost durante dichas semanas (Figura 5.6). En las siguientes semanas el N amoniacal se reduce por su transformación en nitratos.

Por su parte, el purín y el digestato mostraron un descenso pronunciado durante a lo largo de todo el ensayo, lo cual viene corroborado por su bajo contenido en N orgánico, y mayor contenido en N amoniacal que se transforma directamente en nitrato.

Según el análisis estadístico de ANOVA de dos factores, no hay diferencias significativas entre tratamientos con un comportamiento estadísticamente similar en promedio, pero sí hay un cambio significativo a lo largo del tiempo (efecto del tiempo), lo que indica que el contenido de N varía de manera sistemática a lo largo del tiempo, y que el tipo de abono no produjo cambios estadísticamente distintos en la concentración de nitrógeno del suelo.

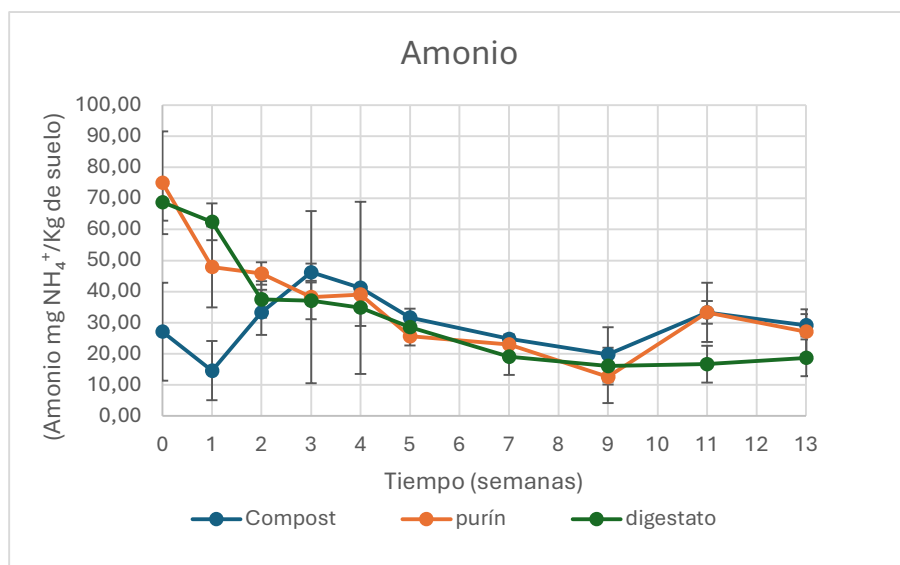


FIGURA 5.5. Evolución de la concentración del amonio a lo largo de la experiencia. Los valores representados en la figura son medias de 3 réplicas por muestra, y la desviación estándar entre las réplicas se representa en barras verticales.

5.6. Evolución de los nitratos en el suelo

La evolución de NO_3^- mostró dinámicas específicas según el tipo de abono (Figura 5.6). El digestato presentó mayor concentración, alcanzando 142,631 mg/kg en la semana 1, seguido de una estabilización y posterior incremento sostenido hasta 458 mg/kg al final del experimento.

El purín exhibió una transformación gradual pero constante, llegando a 470 mg/kg en la semana 13, representando la mayor acumulación final de nitratos. En ambos casos la tendencia es similar, lo cual indica la presencia de N fácilmente disponible que se mineraliza rápidamente. Este N disponible es el N-amoniaco, que en el purín y el digestato se reduce desde el inicio del ensayo de incubación, transformándose en N-nítrico.

El compost mostró una transformación tardía, manteniéndose cerca de cero hasta la semana 4, con un incremento progresivo hasta 270 mg/kg al final del período.

El N-amoniaco en el compost aumenta durante las primeras 3 semanas, lo cual indica que el N orgánico del compost primero se mineraliza a N-amoniaco, y luego ya a N-nítrico. Por eso se detecta menor liberación de nitratos en las primeras 4 semanas. En el caso del tratamiento testigo, los valores de nitratos fueron prácticamente cero en todas las muestras analizadas.

Según el análisis estadístico de ANOVA de dos factores, existen diferencias significativas entre tratamientos ($F=31,94$ $p<0,001$) y entre semanas ($F=26,19$ $p<0,001$), lo cual indica que el contenido de N varía de manera sistemática a lo largo del tiempo, y que el tipo de fertilizante produjo cambios estadísticamente distintos en el contenido en nitratos del suelo.

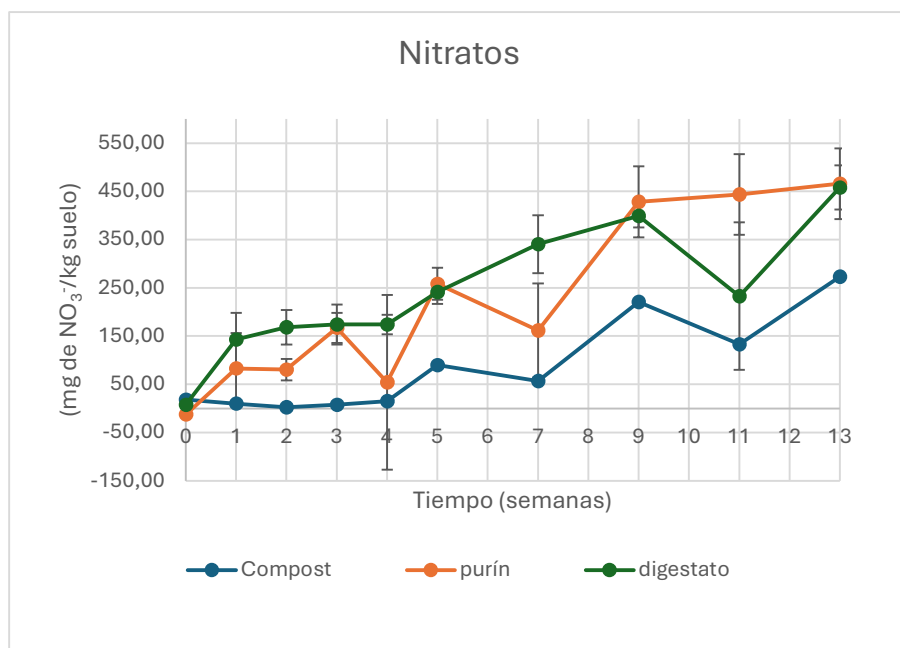


FIGURA 5.6. Evolución de la concentración de NO_3^- a lo largo de la experiencia. Los valores representados en la figura son medias de 3 réplicas por muestra, y la desviación estándar entre las réplicas se representa en barras verticales.

5.7. Cálculo de la Mineralización Neta de Nitrógeno (MNN)

Las tasas netas de mineralización para cada tratamiento a lo largo de tres intervalos de tiempo distintos (semana 0-4, 4-9 y 9-13) se presentan en la TABLA 5.2. Estos intervalos fueron seleccionados en función de la dinámica observada para el N inorgánico (N amoniacal + N nítrico).

Las tasas de mineralización para los tres abonos varían en el tiempo, y se comportan de diferente forma en el compost en relación con el purín y el digestato. En estos dos últimos abonos los dos tienen tasas de MNN elevadas durante las 9 primeras semanas, disminuyendo al final del ensayo, lo cual implica una mayor mineralización al inicio del estudio. Esto está relacionado con la disponibilidad del N, ya que en estos dos abonos el contenido en N amoniacal

es más alto y está más disponible para los microorganismos del suelo al inicio de su aplicación. En el caso del compost, la tasa de MNN es menor durante las 4 primeras semanas, aumentando conforme pasa el tiempo. Esto implica una mayor disponibilidad del N a medida que el N orgánico contenido en el compost se va mineralizando transformándose primero en N amoniacal y luego en N nítrico.

TABLA 5.2. Tasas de mineralización neta de N para los tres periodos definidos a lo largo del estudio.

	Semana 0 a 4	Semana 4 a 9	Semana 9 a 13
	mg N/Kg suelo día		
Compost	0,599	3,945	5,88
Digestato	5,07	5,45	1,69
Purín	4,41	4,82	2,19

5.8. Nitrificación (Nit)

Las tasas netas de nitrificación para cada tratamiento también se han calculado para los 3 intervalos de tiempo definidos anteriormente. Según la Tabla 5.3, se observa un comportamiento diferente entre el compost y los otros dos fertilizantes. En el caso del compost, la tasa de Nit inicial es muy baja (0,094 mg N/Kg suelo día), lo cual significa que en las 4 primeras semanas la inmovilización del N es mayor que su mineralización. Es durante las siguientes semanas cuando la tasa de Nit aumenta, lo que indica la existencia de una mayor mineralización.

En el caso del purín y del digestato, igual que pasaba en el caso de la MNN, los dos tienen tasas de Nit elevadas durante las 9 primeras semanas, disminuyendo al final del ensayo, lo cual implica una mayor mineralización al inicio del estudio. Esto está relacionado con la disponibilidad del N, ya que en estos dos abonos el contenido en N amoniacal es más alto y está más disponible para que los microorganismos del suelo lo transformen rápidamente en nitrato.

TABLA 5.3. Tasas netas de nitrificación para los tres periodos definidos a lo largo del estudio.

	Semana 0 a 4	Semana 4 a 9	Semana 9 a 13
	mg N/Kg suelo día		
Compost	0,094	4,46	5,54
Digestato	6,50	5,86	1,35
Purín	5,47	5,37	2,09

5.9. Carbono orgánico total

La evolución del carbono orgánico total reveló patrones de transformación poco diferenciados en los tres tratamientos sin cambios significativos a lo largo del tiempo, aunque se mantuvieron por encima del testigo sin enmienda (Figura 5.7). Todos se iniciaron con valores similares (4,0-4,4%), experimentando una ligera disminución en la semana 2. A partir de la semana 6, se observó una tendencia ascendente sostenida. Al final del experimento, el purín alcanzó el mayor contenido (4,6%), seguido del compost con 4,8% y del digestato con 4,4%.

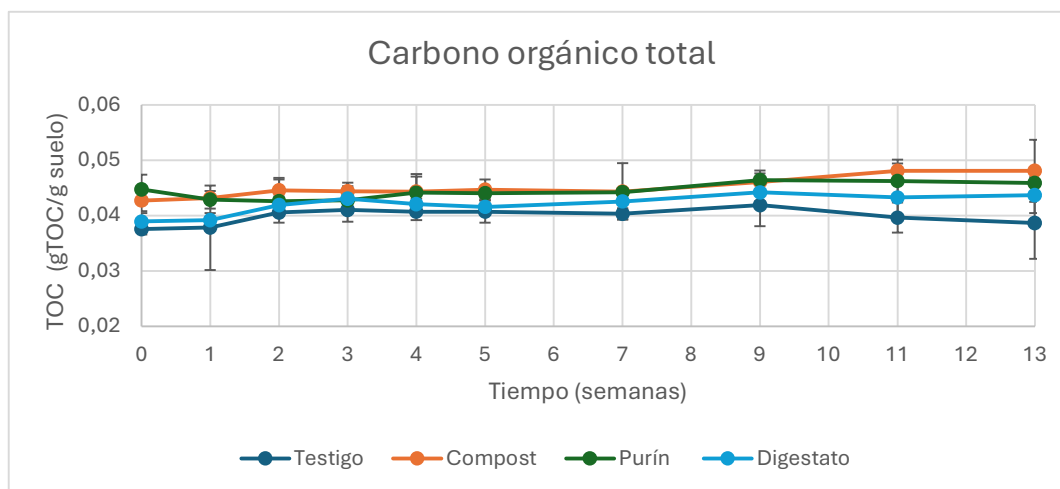


FIGURA 5.7. Gráfica de la evolución de Carbono total a lo largo de la experiencia. Los valores representados en la figura son medias de 3 réplicas por muestra, y la desviación estándar entre las réplicas se representa en barras verticales.

5.10. Carbono mineralizado

El carbono mineralizado es el carbono orgánico que ha sido degradado y transformado por la actividad microbiana en el suelo, convirtiéndose en formas minerales como el dióxido de carbono (CO_2) que se libera a la atmósfera. Los valores de C mineralizado son muy bajos, de ahí que la variación en el C orgánico total en los 3 tratamientos sea muy baja.

A medida que se va degradando el carbono orgánico contenido en los abonos va aumentando la mineralización del C. La evolución temporal del carbono mineralizado reveló patrones diferenciados de actividad respiratoria microbiana entre los tratamientos evaluados (Figura 5.8). Durante las primeras tres semanas experimentales, los tres abonos exhibieron valores bajos y relativamente uniformes, oscilando entre 0,001-0,004 $\text{mg CO}_2/\text{kg}$ de suelo,

indicando una fase inicial de aclimatación microbiana y establecimiento de las condiciones biogeoquímicas necesarias para los procesos de descomposición.

El período comprendido entre las semanas 4 y 9 marcó el inicio de la diferenciación en los patrones de mineralización. El digestato y el compost mostraron incrementos progresivos en la producción de CO_2 , alcanzando valores máximos de 0,004-0,005 $\text{mg CO}_2/\text{kg}$ de suelo, mientras que el purín mantuvo niveles de actividad respiratoria considerablemente menores durante esta fase intermedia.

La fase final del experimento, correspondiente a las semanas 9-13, evidenció la intensificación de los procesos de mineralización del carbono. El digestato alcanzó los valores máximos de respiración con 0,0065 $\text{mg CO}_2/\text{kg}$ de suelo, seguido por el compost con 0,0055 $\text{mg CO}_2/\text{kg}$ de suelo. El purín, tras mantener una actividad moderada durante la mayor parte del período experimental, experimentó un incremento tardío pero sostenido, culminando en 0,002 $\text{mg CO}_2/\text{kg}$ de suelo.

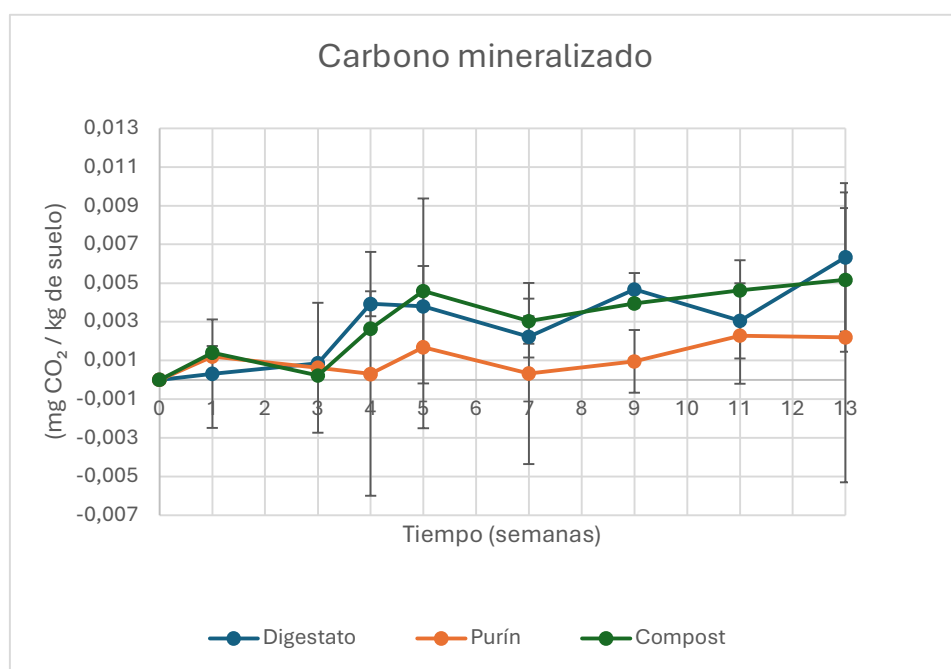


FIGURA 5.8. Gráfica de la evolución del carbono mineralizado a lo largo de la experiencia. Los valores representados en la figura son medias de 3 réplicas por muestra, y la desviación estándar entre las réplicas se representa en barras verticales.

En la tabla 5.4 podemos ver la mineralización del C por kg de suelo al día según tres períodos diferentes:

TABLA 5.4. Tasa de mineralización del C a lo largo del estudio.

	Semana 0 a 4	Semana 4 a 9	Semana 9 a 13
	(mg C mineralizado/Kg suelo día)		
Compost	2,58E-05	84,5E-05	1,18E-05
Digestato	3,82E-05	48,6E-05	1,61E-05
Purín	29,6E-05	42,5E-05	1,21E-05

El análisis de ANOVA de los 3 abonos para el C mineralizado indica que hay diferencias significativas entre los tratamientos ($F=3,44$ $p<0,05$) y entre semanas ($F=14,31$ $p<0,05$), lo cual indica que el contenido de C varía de manera sistemática a lo largo del tiempo, mineralizándose en el suelo, y que el tipo de fertilizante produjo cambios estadísticamente distintos en el contenido en C del suelo.

5.11. Análisis estadístico (ANOVA)

Para conocer si realmente existen diferencias significativas entre los tratamientos con los diferentes abonos en el suelo seleccionado a lo largo del tiempo de ensayo, se realizó el mismo análisis matemático que aplica Figueroa-Barrera et al. en su estudio del año 2012, un análisis ANOVA de 2 vías: tipo de abono y tiempo de mineralización, mediante la herramienta Excel.

Los resultados del ANOVA indicaron que la dinámica temporal dominó claramente el comportamiento del N y del C en el suelo, mientras que el efecto diferencial entre el compost, el purín y el digestato solo se expresó de forma nítida en algunas fracciones. El hecho de que el N amoniacal fuera significativo en el tiempo pero no entre tratamientos sugiere que, aunque los abonos difieren en su origen y forma de N, una vez aplicados al suelo, la evolución del N amoniacal está gobernada sobre todo por procesos comunes (amonificación, nitrificación, inmovilización) que responden al paso del tiempo más que al tipo de enmienda, de modo que todos siguen un patrón similar. En cambio, que los nitratos y el C mineralizado fueran significativos tanto en el tiempo como entre tratamientos indica que las diferencias en calidad del C y del N (labilidad, relación C/N, grado de estabilización) sí se tradujeron en patrones distintos de nitrificación y de respiración microbiana: algunos abonos favorecieron una nitrificación más rápida o completa y una mayor mineralización de C, diferenciándose estadísticamente entre sí. Finalmente, que el N inorgánico total solo fuera significativo en el

tiempo y no entre los tratamientos sugiere que, aunque en el compost, el purín y el digestato se distribuye el N mineral en proporciones distintas de N amoniacal y N nítrico, el "pool" total de N disponible convergió en valores similares entre los abonos, y lo que realmente marcó las diferencias fue la cinética temporal de transformación, mientras que el carbono mineralizado reflejó con más sensibilidad las particularidades de cada enmienda en relación al C fácilmente degradable.

6. DISCUSIÓN

6. DISCUSIÓN

En el análisis de la mineralización neta de nitrógeno se observó que el compost presentó la tasa de mineralización más baja de los tres fertilizantes orgánicos durante aproximadamente los dos tercios iniciales del periodo de incubación, mientras que en la fase final del ensayo superó al purín y al digestato, cuyas tasas ya se encontraban en descenso en esa etapa. Este comportamiento se explica por la naturaleza de las formas de nitrógeno predominantes en cada enmienda: en el compost el nitrógeno se encuentra mayoritariamente en forma orgánica, que sigue una secuencia de transformación más lenta (hidrolizada primero a compuestos orgánicos solubles, posteriormente a nitrógeno amoniacal y, finalmente, a nitrógeno nítrico), mientras que en el purín y el digestato predomina el nitrógeno amoniacal, que se mineraliza y nitrifica con mucha mayor rapidez, generando una liberación temprana e intensa de N disponible. En la comparación entre purín y digestato, el digestato mostró tasas de mineralización neta superiores, coherentes con el hecho de tratarse de un material previamente sometido a digestión anaerobia, en el que gran parte de la fracción orgánica lábil ya ha sido transformada y el nitrógeno se encuentra en formas más directamente accesibles para la microbiota del suelo, de modo que la tasa media de mineralización del ensayo siguió el orden: digestato > purín > compost. Un patrón análogo se observó en la nitrificación: dado que purín y digestato aportan mayores cantidades iniciales de N amoniacal, la conversión a nitratos es más rápida que en el caso del compost, cuyo N orgánico requiere etapas previas de mineralización antes de ser susceptible de nitrificación, lo que se tradujo de nuevo en tasas máximas para el digestato, intermedias para el purín y mínimas para el compost. Al contrastar estos resultados con la literatura, se observó concordancia con estudios que describen patrones de mineralización gradual del nitrógeno en suelos enmendados con residuos orgánicos estabilizados, así como curvas de amonio caracterizadas por un descenso inicial seguido de una fase de estabilización, si bien las magnitudes difieren por el tipo de suelo y las condiciones experimentales específicas.

En cuanto a la mineralización del carbono, el hecho de que el purín presentara tasas inferiores a las del digestato y el compost, a pesar de las relaciones C/N que podrían hacer prever lo contrario, apunta a la importancia de la calidad del carbono aportado: una mayor proporción de fracciones lignificadas y compuestos recalcitrantes en la dieta de origen de los cerdos puede dar lugar a enmiendas con carbono menos biodegradable y, por tanto, con menor respiración acumulada, tal como se ha descrito en los estudios de Sánchez et al. (2008) y Masunga et al. (2016), citados en Benedicto-Valdés et al. (2019). Desde el punto de vista

agronómico, estos resultados sugieren que, para cultivos de ciclo corto que requieren una rápida disponibilidad de nitrógeno (por ejemplo, determinados cultivos hortícolas o cereales de ciclo breve), el uso de purín o digestato puede ser más eficiente, siempre que se gestione adecuadamente el riesgo de pérdidas por lixiviación mediante fraccionamiento y ajuste de dosis; en cambio, cuando el objetivo principal es mejorar la estructura del suelo, incrementar el carbono orgánico y reducir la dependencia de fertilizantes minerales, la aplicación de compost con suficiente antelación al cultivo constituye una estrategia más adecuada. No obstante, es importante subrayar que estos resultados proceden de un ensayo de laboratorio con un tipo de suelo concreto y condiciones controladas, por lo que la respuesta en campo puede diferir en magnitud debido a la variabilidad en textura, clima, manejo y actividad biológica, aun manteniéndose los mismos principios generales de mineralización y transformación del nitrógeno y del carbono.

7. CONCLUSIONES

7. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos en este estudio sobre la mineralización del nitrógeno y del carbono de diferentes abonos orgánicos (compost, purín y digestato) aplicados a un suelo de cultivo, se pueden extraer las siguientes conclusiones:

1. El digestato presentó la mayor tasa de mineralización neta de nitrógeno, seguido del purín y finalmente del compost. Esto se debe a que el digestato ya ha sido sometido a un proceso de digestión anaeróbica previo, lo que facilita la disponibilidad del nitrógeno amoniacal. Tanto el purín como el digestato se comportan como un fertilizante mineral con N altamente disponible para los cultivos.
2. El compost mostró una liberación más lenta pero sostenida de nitrógeno a lo largo del tiempo, lo que lo convierte en una opción adecuada para cultivos de ciclo largo o para mejorar la estructura del suelo a largo plazo.
3. La nitrificación siguió un patrón similar a la mineralización, con el digestato y el purín mostrando tasas más elevadas en las primeras semanas, mientras que el compost aumentó su tasa de nitrificación en las fases finales del experimento.
4. La mineralización del carbono fue mayor en el digestato y el compost que en el purín, lo que puede deberse a la presencia de compuestos recalcitrantes en este último.
5. El análisis estadístico ANOVA confirmó diferencias significativas entre los tratamientos y a lo largo del tiempo, validando la importancia de seleccionar el tipo de abono orgánico en función de las necesidades específicas del cultivo.
6. Para cultivos de ciclo corto se recomienda el uso de purín o digestato por su rápida mineralización, mientras que el compost es más adecuado para mejorar la estructura del suelo y para cultivos que requieren aporte gradual y sostenido de N.

8. BIBLIOGRAFÍA

8. BIBLIOGRAFÍA

Alfaro, M., & Muñoz, C. (2021). Ganadería y gases de efecto invernadero. INIA Remehue, 90.

Benedicto-Valdés, G. S., Montoya-García, C. O., Vicente-Hernández, Z., Ramírez-Ayala, C., & Escalante-Estrada, J. A. S. (2019). Incorporación de abonos orgánicos y liberación de C-CO₂ como indicador de la mineralización del carbono. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios, 6(18), 513-522. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-90282019000300513

Benavides Ballesteros, H. O., & León Aristizábal, G. E. (2007). Información técnica sobre gases de efecto invernadero y el cambio climático. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM, Subdirección de Meteorología.

Capa Mora, E. (2015). Efecto de la fertilización orgánica y mineral de las propiedades del suelo, la emisión de los principales gases de efecto invernadero y en las diferentes fases fenológicas del cultivo de café [Tesis doctoral]. Madrid. https://oa.upm.es/36539/1/EDWIN_DANIEL_CAPA_MORA.pdf

Celaya-Michel, H., & Castellanos-Villegas, A. E. (2011). Mineralización de nitrógeno en el suelo de zonas áridas y semiáridas. Terra Latinoamericana, 29(3), 343-356. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792011000300343

Chrysanthopoulos, S., Coutinho, J., Brito, L., & Fangueiro, D. (2024). Nitrogen Dynamics in Sandy Soil: A 90-Day Incubation Study of pH-Modified Pig Slurry Treated with Alternative Additives. Chapter 5, 132-149.

EEA (European Environment Agency). (2018). Agriculture, Ammonia Emissions Statistics. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/air-pollutant-emissions-data-viewer-1>

Estrada-Bonilla, G. A., & Peña Sanabria, A. (2017). Factores que afectan el buen desarrollo del compostaje de mortalidad porcina. Investigación, 22-28.

Eurostat. (2023). Agricultural production - livestock and meat. European Commission Statistical Office. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agricultural_production_livestock_and_meat#Livestock_population

García-González, M.C., Vanotti, M.B., & Szogi, A.A. (2015). Recovery of ammonia from swine manure using gas-permeable membranes: Effect of aeration. *Journal of Environmental Management*, 152, 19-26. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.013>

García-González, M.C., Fradejas, B., Riaño, B., León, C., González, R., Muñoz, M., Fernández, N., Alonso, R.M., Blanco, D. (2015). *Guía de gestión de deyecciones ganaderas en Castilla y León*. Ed. Instituto Tecnológico de Castilla y León, Junta de Castilla y León. ISBN: 978-84-938243-4-1.

Gómez, P., Bardales, R., & Zeballos, O. (2020). Digestatos procedentes de la obtención de biogás a partir de purines vacunos en la calidad físico-química de un suelo árido. *Revista de Investigación Agroproducción Sustentable*, 4(2), 62-68. <https://revistas.untrm.edu.pe/index.php/INDESADOS/article/view/561>

Hernández, T., Moral, R., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M. D., & García, C. (2002). Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Bioresource Technology*, 83(3), 213-219. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852401002243>

Junta de Castilla y León. (2023d). *Explotaciones avícolas*. Datos Abiertos de Castilla y León. <https://datosabiertos.jcyl.es/web/jcyl/set/es/medio-rural-pesca/explotaciones-avicolas/1284862906744>

Koszel, M., & Lorencowicz, E. (2015). Agricultural use of biogas digestate as a replacement fertilizers. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 7, 119-124.

Lorenzo Acosta, Y., & Obaya Abreu, M. C. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 39(1), 35-48. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120659006>

Magdoff, F. R., & Chromec, F. W. (1977). Nitrogen mineralisation from sewage sludge. *Journal of Environmental Science and Health*, A12, 191-201.

Marañón, E., Sastre, H., Castrillón, L., González, J., Pertierra, J., & Berrueta, J. (1998). *Generación de residuos de ganadería vacuna en Asturias. Problemática y tratamiento*. Universidad de Oviedo.

Masunga, R. H., Uzokwe, V. N., Mlay, P. D., Odeh, I., Singh, A., Buchan, D., & De Neve, S. (2016). Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments commonly used in agriculture. *Applied Soil Ecology*, 101, 185-193.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2023a). Resultados de las encuestas de ganado bovino noviembre 2023.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2023b). Resultados de las encuestas de ganado porcino noviembre 2023.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2023c). Resultados de las encuestas de ganado ovino y caprino noviembre 2023.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2023d). Resultados de censos avícolas en el año 2023.

Möller, K., & Müller, T. (2012). Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in Life Sciences*, 12(3), 242-257.

Molinuevo-Salces, B., Riaño, B., Vanotti, M. B., Hernández-González, D., & García-González, M. C. (2020). Pilot-Scale Demonstration of Membrane-Based Nitrogen Recovery from Swine Manure. *Membranes*, 10(10), 270. <https://www.mdpi.com/2077-0375/10/10/270>

Moreno Casco, J., & Moral Herrero, R. (2008). *Compostaje*. Editorial Mundi-Prensa. ISBN 9788484763468.

Navarro-Gil, A., Gil-Lalaguna, N., Fonts, I., Ruiz, J., Ceamanos, J., Ábrego, J., Murillo, M. B., & Gea, G. (2022). Estudio de la capacidad de adsorción de H₂S del producto sólido de pirólisis producido a partir de los principales componentes del digestato de purín. *Revista "Jornada de Jóvenes Investigadores del I3A"*, 10, 1-3. <https://zaguan.unizar.es/record/88481>

Nkoa, R. (2014). Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(2), 473-492. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13593-013-0196-z>

Rodríguez, E. (2002). Bases de conocimientos para generar modelos predictivos de respuesta a los fertilizantes nitrogenados en agroecosistemas cañeros. Tesis Maestro en Ciencias Agrarias. Universidad Agraria de la Habana (UNAH), La Habana.

Rojas-Molina, L., & Elizondo-Salazar, J. A. (2020). Evaluación del efecto de los purines vacunos sobre la producción de pasto Taiwán (*Pennisetum purpureum*) en un suelo Andisol. *Nutrición Animal Tropical*, 14(2), 251-268. <https://doi.org/10.15517/nat.v14i2.45172>

Sempere, A., Oliver, J., & Ramos, C. (1993). Simple determination of nitrate in soils by second derivate spectroscopy. *Journal of Soil Science*, 44, 633-639.

Serna, M. D., & Pomares, F. (1992). Nitrogen mineralization of sludge-amended soil. *Bioresource Technology*, 39, 285-290.

Soriano-Robles, R., Arias-Margarito, L., Carbajal de Nova, M., Almaraz-Buendía, I., & Torres-Cardona, M. G. (2018). Cambio climático y ganadería: el papel de la agroforestería. *Agroproductividad*, 11(2), 70-74.

Stevenson, F. J. (1986). Carbon balance of the soil and role of organic matter in soil fertility. En: Stevenson, F.J. (Ed.), *Cycles of Soil Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. Wiley-Interscience Publications/John Wiley and Sons, New York, pp. 45-77.

Nota: para este trabajo se ha utilizado la herramienta Claude de inteligencia artificial para una mayor rapidez en la lectura de artículos científicos.