



UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA AGRONÓMICA,
ALIMENTARIA Y DE BIOSISTEMAS**

**“EFECTO DE LA FERTILIZACIÓN ORGÁNICA EN LA EMISIÓN DE
GASES DE EFECTO INVERNADERO EN UN CULTIVO DE TRIGO EN
CONDICIONES MEDITERRÁNEAS”**

Trabajo fin de Máster:

Máster Universitario en Tecnología Agroambiental para una Agricultura
Sostenible

Autor: Tania Orellana Pillajo

Tutora: Sonia García Marco

Cotutor: Jerónimo Salinas Romero

Septiembre, 2025

RESUMEN

La agricultura contribuye significativamente a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), en particular óxido nitroso (N_2O), debido al uso de fertilizantes nitrogenados. De este modo, la combinación de fertilizantes orgánicos e inorgánicos se ha planteado como una estrategia alternativa para reducir el impacto ambiental de la actividad agrícola y mejorar la eficiencia del uso del nitrógeno.

Con este fin, se estableció un ensayo de campo en un cultivo de trigo (*Triticum spp.*) en condiciones mediterráneas, donde se evaluaron seis tratamientos con diferentes aplicaciones de fertilizantes: control sin fertilización, estiércol ovino (E), gallinaza (G), urea (U), combinación de estiércol y urea (E+U), y combinación de purín de cerdo y urea (Pu+U). El estiércol y el purín de cerdo en E+U y Pu+U, respectivamente, se aportaron en fondo en función del fósforo requerido, y se complementó con urea en cobertera para cubrir las necesidades de nitrógeno. Se midieron las emisiones de N_2O , CO_2 y CH_4 a lo largo del ciclo, así como parámetros del suelo como nitrógeno mineral (NH_4^+ y NO_3^-), carbono orgánico disuelto (COD), fósforo asimilable y humedad. También se analizó el rendimiento y el contenido de nitrógeno en biomasa total y grano.

Los resultados indicaron que el tratamiento U presentó las mayores emisiones acumuladas de N_2O de los tratamientos fertilizados (incremento entre 46% y 65%), mientras que no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos en emisiones de CO_2 y CH_4 . En cuanto a rendimiento de grano, no se observaron diferencias significativas entre tratamientos fertilizados (valores promedio entre 3,59 y 4,06 Mg ha⁻¹), mientras que el contenido de nitrógeno en grano fue mayor significativamente en tratamientos combinados de urea y estiércol ovino o purín de cerdo.

Bajo las condiciones de estudio, los resultados muestran que la aplicación combinada de fertilizantes orgánicos y minerales permite mantener el rendimiento del cultivo y reducir significativamente las emisiones de N_2O en comparación con el uso exclusivo de urea. Además, la estrategia de aportar fertilización orgánica en función de las necesidades de fósforo y complementarla con urea para cubrir las necesidades de nitrógeno se perfila como alternativa prometedora ya que favorece una mayor eficiencia del uso del nitrógeno.

ABSTRACT

Agriculture contributes significantly to greenhouse gas (GHG) emissions, particularly nitrous oxide (N_2O), due to the use of nitrogen fertilizers. Thus, the combination of organic and inorganic fertilizers has been proposed as an alternative strategy to reduce the environmental impact of agricultural activity and improve nitrogen use efficiency.

To this end, a field trial was established in a wheat crop (*Triticum* spp.) under Mediterranean conditions, where six treatments with different fertilizer applications were evaluated: unfertilized control, sheep manure (E), poultry manure (G), urea (U), a combination of manure and urea (E+U), and a combination of pig slurry and urea (Pu+U). Sheep manure and pig slurry in E+U and Pu+U, respectively, were applied as basal fertilization according to phosphorus requirements and supplemented with top-dressed urea to meet nitrogen needs. Emissions of N_2O , CO_2 and CH_4 were measured throughout the crop cycle, along with soil parameters such as mineral nitrogen (NH_4^+ and NO_3^-), dissolved organic carbon (DOC), available phosphorus, and soil moisture. Yield and nitrogen content in total biomass and grain were also analyzed.

The results indicated that the U treatment showed the highest cumulative N_2O emissions among the fertilized treatments (increase between 46% and 65%), while no significant differences were observed among treatments in CO_2 and CH_4 emissions. Regarding grain yield, no significant differences were found among fertilized treatments (average values between 3.59 and 4.06 Mg ha^{-1}), whereas grain nitrogen content was significantly higher in the combined treatments of urea with sheep manure or pig slurry (E+U and Pu+U, respectively).

Under our conditions, the results suggest that the combined application of organic and mineral fertilizers can maintain crop yield and significantly reduce N_2O emissions compared to the sole application of urea. Moreover, organic fertilization based on phosphorus requirements, supplemented with urea to meet nitrogen needs, appears to be a promising strategy to further contribute to improved nitrogen use efficiency.

ÍNDICE

RESUMEN	i
ABSTRACT	ii
I. INTRODUCCIÓN.....	1
1. Cambio climático y GEI.	1
2. La Agricultura como fuente de N₂O.	4
3. El ciclo del N	6
3.1 N ₂ O como principal fuente nitrogenada contaminante.	9
3.2 Principales vías de formación del N ₂ O.....	9
3.3 Factores que influyen en la emisión de N ₂ O	11
4. Resumen de las posibles estrategias de mitigación de óxido nitroso (N₂O) en los suelos.	13
4.1. Aplicación de abonos orgánicos al suelo	13
4.2. Laboreo de conservación	16
4.3. Uso de cultivos de cobertura	16
4.4. Manejo del riego	17
4.5. Aplicación de biochar	18
5. Objetivos e hipótesis.	18
5.1. Objetivo general	18
5.2. Objetivos específicos	19
5.3. Hipótesis.....	19
II. MATERIALES Y MÉTODOS	20
1. Descripción del lugar experimental	20
2. Diseño experimental y labores realizadas durante el experimento	21
3. Muestreo y análisis de GEI (N₂O, CO₂ y CH₄)	24
4. Muestreo y análisis de suelo	27

4.1.	Determinación de la humedad del suelo y cálculo del espacio poroso lleno de agua (WFPS)	27
4.2.	Determinación de N mineral (NH_4^+ y NO_3^-).....	27
4.3.	Determinación de Carbono Orgánico Disuelto (COD)	29
4.4.	Determinación de Conductividad Eléctrica (CE)	29
4.5.	Determinación de Fósforo Asimilable.....	30
5.	Muestreo y análisis vegetal.....	31
6.	Cálculos y métodos estadísticos.....	31
III.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	33
1.	Condiciones climáticas y WFPS del suelo	33
2.	Evolución de los parámetros del suelo.....	34
2.1.	Evolución del nitrógeno mineral	34
2.2.	Evolución del carbono orgánico disuelto (COD).....	38
2.3.	Evolución del fósforo asimilable	40
2.4.	Evolución de la conductividad eléctrica (CE)	42
3.	Evolución de las emisiones de N_2O y otros GEI	42
4.	Producción y N mineral en trigo.	48
5.	Conclusiones	50
	BIBLIOGRAFÍA.....	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Emisiones globales de GEI por sector en el año 2023.....	4
Figura 2. Ciclo del nitrógeno.....	6
Figura 3. Diseño experimental.....	22
Figura 4. Cámara estática opaca manual.	25
Figura 5. Cromatógrafo de gases (HP 6890, Agilent) y muestreador automático (HT3, Teledyne Tekmar).....	26
Figura 6. Procedimiento para la extracción y determinación mediante SFA de NH_4^+ y NO_3^- en suelos.....	28
Figura 7. Extracción del carbono orgánico disuelto.....	29
Figura 8. Curva patrón para la determinación de fósforo.....	31
Figura 9. Temperaturas medias diarias (aire y suelo) y precipitación media durante el periodo del ensayo.....	33
Figura 10. Evolución temporal de valores promedio de espacio poroso lleno de agua (WFPS) durante el periodo del ensayo.	34
Figura 11. Evolución temporal del contenido de NH_4^+	35
Figura 12. Evolución temporal del contenido de NO_3^-	38
Figura 13. Evolución temporal del contenido de carbono orgánico disuelto (COD)..	39
Figura 14. Evolución temporal del fósforo.	41
Figura 15. Emisiones diarias de N_2O en cada uno de los seis tratamientos.	45
Figura 16. Emisiones diarias de CO_2 en cada uno de los seis tratamientos.....	46
Figura 17. Emisiones diarias de CH_4 en cada uno de los seis tratamientos.....	48

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valores mensuales de temperatura y precipitación en los últimos 10 años.....	20
Tabla 2. Análisis de suelo previo al inicio del estudio (2022)	21
Tabla 3. Composición de los fertilizantes orgánicos aplicados y método analítico.....	22
Tabla 4. Dosificación y momento de aplicación para cada tratamiento.	23
Tabla 5. Valores promedio de NH_4^+ y NO_3^- a lo largo del ensayo.....	36
Tabla 6. Valores promedio de carbono orgánico disuelto (COD) a lo largo del ensayo	40
Tabla 7. Valores promedio de fósforo a lo largo del ensayo.. ..	42
Tabla 8. Valores promedio de conductividad eléctrica a lo largo del ensayo.	42
Tabla 9. Emisiones acumuladas de N_2O , CO_2 y CH_4	44
Tabla 10. Rendimientos y absorción de N de biomasa y grano en cada uno de los tratamientos.	49

I. INTRODUCCIÓN

1. Cambio climático y GEI.

El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) define **cambio climático** como la variación global del clima de la Tierra debida a causas naturales y a la acción del hombre y se produce sobre todos los parámetros climáticos: temperatura, precipitaciones, nubosidad, etc.

Existen tres factores clave que deben considerarse al analizar el fenómeno del cambio climático: se trata de un fenómeno **global**, ya que los problemas generados por este no son solo locales o regionales, sino que tienen un alcance global, tales como la pérdida de ozono troposférico, subida del nivel del mar, pérdida de biodiversidad, etc. En segundo lugar, se trata de un fenómeno **exponencial**, es decir, su aumento se duplica en un periodo de tiempo muy corto, y esto muestra lo rápido que está sucediendo, y está relacionado con el aumento de las actividades humanas y las emisiones generadas en estas actividades. Por último, se trata de un hecho **persistente**, lo que indica que será un problema difícil de resolver debido a los largos tiempos de residencia de los productos implicados (Pasricha et al., 2023).

El cambio climático es un concepto que tiene diversas definiciones, pero todas se enfocan en el mismo punto: el aumento de la temperatura global como resultado del aumento de la concentración de **gases de efecto invernadero** (GEI) en la atmósfera. A lo largo del tiempo, este fenómeno se ha vuelto cada vez más evidente, principalmente como consecuencia de las emisiones GEI generadas por el ser humano. Diversos estudios han demostrado que la concentración de estos gases en la atmósfera ha aumentado en gran parte como resultado de las actividades humanas tales como quema de combustibles fósiles (carbón, petróleo, gas), tala de árboles, actividades agrícolas, mal manejo de residuos, etc. (Steffen et al., 2015).

Los GEI generan un fenómeno denominado **efecto invernadero**, que consiste en un proceso natural en el que estos gases atrapan parte de la radiación infrarroja reflejada por la superficie de la tierra, aumentando la temperatura global del planeta. En sí, se trata de un sistema que permite que la energía solar llegue a la Tierra, pero impide que ese calor emitido por la superficie, tras absorber la radiación solar, se libere al espacio.

Este fenómeno es fundamental para la vida en el planeta, ya que regula la temperatura de la superficie. Sin él, la temperatura media global sería aproximadamente 30°C más baja, lo que resultaría en un clima global incompatible con las condiciones actuales para la vida (Mikhaylov et al., 2020).

Los principales GEI presentes en la atmósfera son el **dióxido de carbono** (CO_2), el **óxido nitroso** (N_2O), el **metano** (CH_4) y el ozono (O_3) y el vapor de agua (H_2O). Además de estos gases, el Protocolo de Kyoto (Naciones Unidas, 1998) establece límites para otros GEI como los hidrofluorocarbonos (HFCs), los perfluorocarbonos (PFCs) y los hexafluoruros de azufre (SF_6). Los GEI se clasifican en dos tipos: directos e indirectos. Los gases directos, como el dióxido de carbono, el metano, el óxido nitroso, compuestos halogenados, ozono troposférico y vapor de agua son aquellos que contribuyen directamente al efecto invernadero tal como son emitidos a la atmósfera. Por otro lado, los gases indirectos, que incluyen óxidos de nitrógeno (NOx), compuestos orgánicos volátiles diferentes del metano (COVDM) y el monóxido de carbono (CO), se transforman en GEI directos en la atmósfera (Ballesteros & Aristizabal, 2007).

Los GEI más relevantes son el CO_2 , CH_4 y N_2O debido a su tiempo de residencia en la atmósfera, y a su alta capacidad para retener radiación. Estos son los principales GEI vinculados a la actividad agrícola, principalmente con la quema de combustibles y la generación de energía asociada a este sector (Scivittaro et al., 2020).

El CO_2 es el principal GEI asociado a actividades humanas, y se utiliza como referencia para los demás porque es el más abundante en la atmósfera. Aunque sus emisiones son principalmente causadas por actividades humanas, como el uso de energía y la quema de combustibles fósiles (carbón, gas natural y petróleo), también hay otras fuentes naturales que liberan este gas. Entre ellas se incluyen la respiración de organismos vivos, descomposición de materia orgánica, actividad volcánica, evaporación oceánica, entre otros procesos naturales.

El CH_4 es el segundo gas de efecto invernadero más importante y se genera tanto por procesos naturales como antropogénicos, ya sea de manera directa o indirecta. Entre las fuentes naturales se incluyen pantanos y humedales, colonias de termitas, la descomposición anaeróbica de materia orgánica, actividad volcánica, el océano, etc. En

cuanto a las fuentes antropogénicas, las emisiones se originan principalmente en la actividad agropecuaria (ganadería), y la agricultura (cultivos de arroz), gestión de residuos en los vertederos, por la quema de combustibles y biomasa y procesos industriales entre otros (Sanz-Cobena et al., 2017).

El N_2O es un GEI que contribuye forma importante al calentamiento global y destruye el ozono estratosférico. Tiene un tiempo de residencia estimado de 114 años, en contraste con los 12 años del CH_4 y los 100 años del CO_2 (Pasricha et al., 2023). Además, su Potencial de Calentamiento Global (GWP, por sus siglas en inglés) es muy elevado, siendo 273 veces mayor que el del CO_2 para un periodo de 100 años (IPCC, 2023). Las principales fuentes naturales de emisión de N_2O incluyen los océanos y bosques húmedos. En cuanto a las fuentes antropogénicas, destacan las prácticas agrícolas, el consumo de combustibles fósiles para generar energía, la producción de ácido nítrico y nylon, el tratamiento de aguas residuales y la quema de residuos y biomasa (Ballesteros y Aristizabal, 2007).

Según el informe sobre la Brecha de Emisiones 2024 del Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, 2024), se alcanzó un nuevo máximo de las emisiones globales de GEI en el año 2023, aumentando un 1,3% respecto a 2022. Como se puede observar en la Figura 1, en 2023 las emisiones globales se alcanzaron 57,1 gigatoneladas de CO_2 equivalente, siendo el sector energético el principal contribuyente, con el 68% de las emisiones totales, seguido de la agricultura con un 11%, la industria con un 9%, otros cambios en el uso del suelo con un 7%%, y, por último, residuos y otros que representan el 4%.

Estos datos indican que la agricultura es uno de los principales responsables de las emisiones de GEI, contribuyendo con aproximadamente un 11% al total de las emisiones. Las principales fuentes de estas emisiones son la fermentación entérica, la gestión del estiércol, el uso de suelos agrícolas, la quema de residuos, etc. (C. Wang et al., 2021).

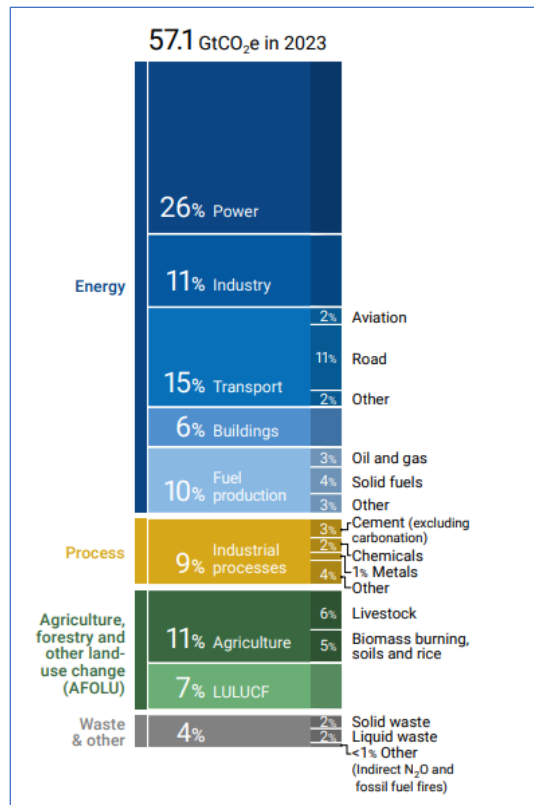


Figura 1. Emisiones globales de GEI por sector en el año 2023.

Fuente: (United Nations Environment Programme et al., 2024)

2. La Agricultura como fuente de N_2O .

La agricultura tiene un papel muy importante en la actualidad, al ser considerada un instrumento fundamental para promover el desarrollo sostenible y combatir la pobreza. Esto se debe a su capacidad para influir en distintos ámbitos, como el económico, el social y el ambiental (Sarandón, 2020).

Para garantizar que la agricultura sea sostenible, es fundamental comprender su impacto sobre el medio ambiente, ya que puede generar impactos tanto positivos como negativos. Independientemente del sistema de producción empleado, ya sea convencional, integrado o ecológico, la producción de alimentos siempre lleva asociada una cantidad de GEI (Vallejo et al., 2013). Esto se debe a que el aumento global de la concentración de CH_4 y de N_2O en la atmósfera se atribuye principalmente a las actividades agrícolas.

El CH_4 ha aumentado de 715 ppb en la era preindustrial a 1866 ppb en 2019, mientras que el N_2O ha pasado de 270 ppb a 332 ppb en el mismo periodo de tiempo (WMO,

2024). En el caso del N_2O , más de un tercio de todas las emisiones se deben principalmente a la agricultura. Por ello, las emisiones de N_2O pueden considerarse un indicador ambiental clave para evaluar la sostenibilidad de la producción agrícola (Romero-Gómez y Suárez-Rey, 2017).

Diversos estudios han analizado las emisiones de óxido nitroso relacionadas con la agricultura, y estos han reflejado que la intensificación de las actividades agrícolas, sobre todo el uso de fertilizantes ha incrementado sus emisiones. La aplicación de fertilizantes nitrogenados al suelo, ya sean orgánicos o sintéticos, es una de las principales fuentes de estas emisiones, y se ha demostrado que el tipo y la composición de los fertilizantes afectan a las emisiones directas de N_2O de los suelos cultivados (Shakoor et al., 2021).

En un agrosistema se debe tener en cuenta tanto las emisiones directas (provenientes del suelo) como las indirectas de N_2O , ya que este gas es un subproducto de la transformación de los compuestos de nitrógeno (N) aplicados al suelo y tiene distintas fuentes de emisión.

Como se ha mencionado anteriormente, la principal fuente directa de emisión de óxido nitroso es la fertilización nitrogenada, donde el flujo de este gas es generado por la actividad microbiana a través de procesos de nitrificación y desnitrificación. Además, prácticas como la gestión del estiércol animal y los residuos de cultivos, contribuyen de también de manera significativa a estas emisiones.

Por otro lado, como fuentes indirectas de N_2O se encuentran la lixiviación de nitratos (NO_3^-), que contaminan aguas subterráneas y superficiales desde las cuales se libera el gas por procesos de desnitrificación. Otra fuente importante es la volatilización y posterior descomposición del amoníaco (NH_3), que no solo genera emisiones de N_2O , sino que también da lugar a la formación de partículas finas (PM_{2,5}) en la atmósfera. Estas partículas ocasionan problemas ambientales como la contaminación de ecosistemas, la acidificación del suelo y del agua, y problemas para la salud humana, debido a la mala calidad del aire y la aparición de malos olores (Vallejo et al., 2013).

3. El ciclo del N

La atmósfera terrestre está compuesta principalmente por nitrógeno gaseoso (N_2), en un 78%, un 21% por oxígeno (O_2), y el 1% restante lo componen otros elementos. El N es el cuarto elemento más abundante en los tejidos vivos después del carbono (C), el hidrógeno (H) y el oxígeno (O), y se trata de un elemento esencial para la vida ya que compone proteínas, material genético, clorofila y otras moléculas orgánicas (Pla-García y Menor-Salván, 2017).

La complejidad química del N radica en los estados de oxidación que puede presentar, y en lo positivos o negativos que estos puedan ser en función de las condiciones del medio. A diferencia del C y el O, algunas plantas y animales no pueden aprovechar directamente el N, por lo que será necesario que este elemento pase por una serie de reacciones para su uso. Estas reacciones se muestran en la Figura 2.

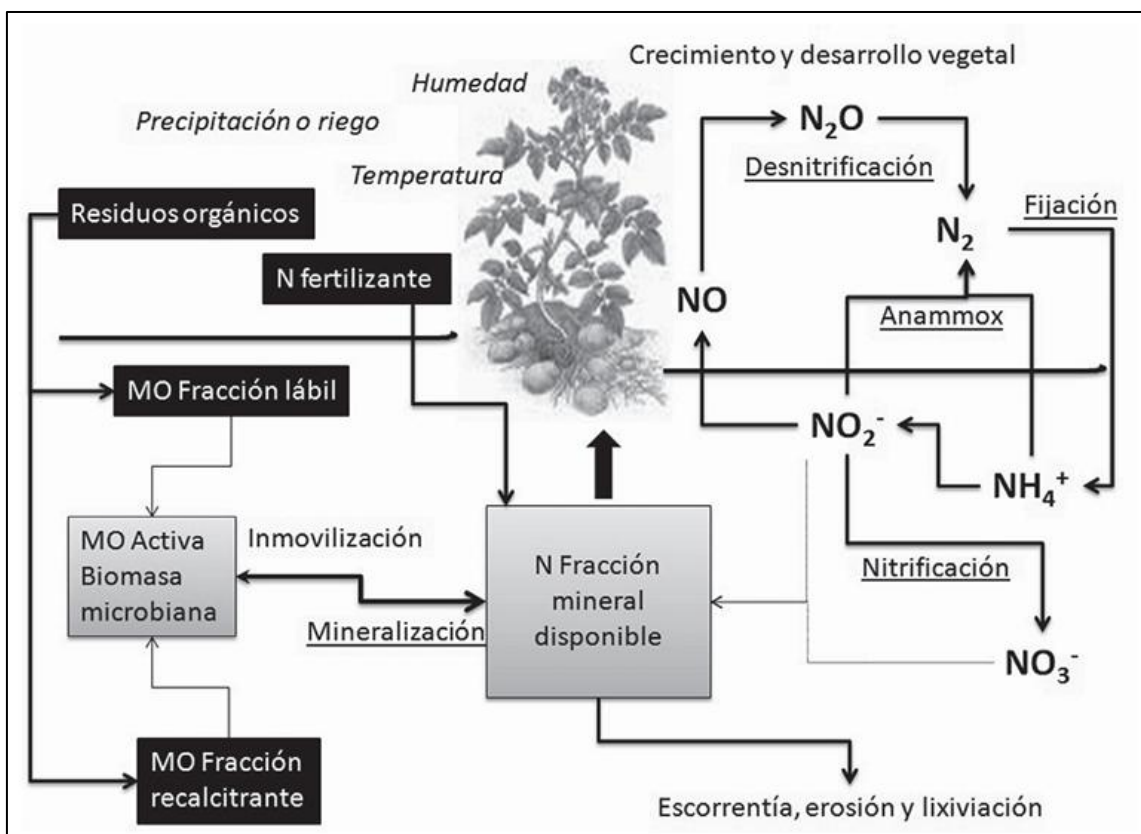


Figura 2. Ciclo del nitrógeno.

Fuente: (Rincón y Gutiérrez, 2012)

Fijación de nitrógeno

La fijación biológica de N (FBN) es un proceso en el que el N_2 se transforma a una forma aprovechable para las plantas. Este proceso es realizado por microorganismos como bacterias, cianobacterias y actinomicetos, y pueden realizarlo de forma libre o mediante simbiosis con plantas.

En suelos agrícolas, las bacterias del género *Rhizobium* o *Bradyrhizobium* son las principales responsables de capturar el N_2 y transformarlo en NH_3 , el cual posteriormente se transforma en amonio (NH_4^+), una forma accesible para las plantas (Rosenblueth et al., 2018).

La FBN es fundamental en el ciclo del N, ya que permite la producción de compuestos nitrogenados esenciales para los seres vivos. En la agricultura desempeña un papel clave, ya que contribuye a mejorar las condiciones del suelo, lo que disminuye la necesidad del uso de fertilizantes químicos, disminuyendo así también el impacto negativo que estos generan en el medio ambiente.

Mineralización

La mineralización del N es un proceso por el cual el nitrógeno orgánico (N_{org}) presente en el suelo se transforma en formas inorgánicas como el NH_4^+ o NO_3^- , que pueden ser absorbidas por las plantas. Aproximadamente un 90% del N total en el suelo se encuentra en forma orgánica, acumulado en la materia orgánica de plantas y animales, en hongos y en bacterias. La materia orgánica rica en N no puede ser utilizada directamente por las plantas, por lo que la mineralización es un proceso esencial en el ciclo del N para asegurar la disponibilidad de este elemento en el ecosistema terrestre.

Una mayor disponibilidad del N conlleva una serie de beneficios para la agricultura, entre ellos la reducción del uso de fertilizantes nitrogenados. Por este motivo, se puede señalar que la tasa de mineralización es un indicador de la fertilidad del suelo. Para su evaluación, se distinguen:

- Mineralización bruta: Representa la cantidad de N_{org} convertido a formas inorgánicas.

- Mineralización neta: Representa la cantidad de nitrógeno inorgánico que queda disponible para las plantas (Celaya-Michel, 2011).

Inmovilización

La inmovilización del N es un proceso mediante el cual los microorganismos del suelo absorben el N y lo incorporan a su biomasa en forma orgánica. Este proceso es una competencia para los cultivos, ya que, al convertir el nitrógeno inorgánico presente en el suelo en orgánico, hace que deje de estar disponible para las plantas.

Aunque es el proceso opuesto a la mineralización, la inmovilización también es importante en el ciclo del N, ya que asegura la disponibilidad de este elemento a otros organismos vivos. Además, se trata de un proceso reversible, debido a que tras la muerte y descomposición de los microorganismos se libera N al suelo, permitiendo nuevamente su uso a través de la mineralización (García-Serrano Jiménez, 2009).

Nitrificación

La nitrificación es un proceso oxidativo en el que el NH_4^+ resultante de la mineralización se convierte en nitrito (NO_2^-) y después en NO_3^- . Este proceso ocurre en dos etapas:

- Nitrosación. El amonio se oxida a nitrito a través de la acción de bacterias oxidantes del amonio (BOA), principalmente del género *Nitrosomas*.
- Nitratación. El nitrito se oxida a nitrato mediante la acción de bacterias oxidantes de nitrito (BON), como las del género *Nitrobacter* (Rincón y Gutiérrez, 2012).

Este proceso es muy importante en el ciclo del N y esencial en la fertilidad del suelo, ya que transforma el N en formas más fácilmente absorbidas por las plantas, lo que mejora el rendimiento de los cultivos. Sin embargo, también puede generar impactos ambientales negativos, como la lixiviación de nitratos, la desnitrificación y la emisión de GEI. Por ello, se debe realizar un buen control de este proceso con el fin de minimizar estos impactos.

Desnitrificación

La desnitrificación es un proceso de reducción del NO_3^- o NO_2^- a N_2 , llevado a cabo principalmente por bacterias desnitrificantes de los géneros *Pseudomonas*, *Paracoccus* y *Bacillus* en condiciones anaerobias. Este proceso se ve favorecido por altos niveles de humedad, pH neutro o ligeramente básico, temperaturas moderadas a altas y una alta concentración de C orgánico. Se trata de un proceso fundamental para cerrar el ciclo del N, ya que devuelve este elemento a la atmósfera y evita su acumulación en suelos y en el agua. En cambio, también presenta efectos negativos, como la reducción del N disponible para las plantas, y la contaminación del aire ya que se generan emisiones de gases de efecto invernadero como el N_2O , efectos que son perjudiciales tanto para la agricultura como para el medio ambiente (García-Velázquez y Gallardo, 2017).

3.1 N_2O como principal fuente nitrogenada contaminante.

La concentración de N_2O ha aumentado más de un 20% desde la era preindustrial debido a las actividades humanas. A nivel global, las emisiones antropogénicas de N_2O han aumentado un 40% desde 1980, representando la agricultura un 75% de estas emisiones. El 20% restante proviene de la quema de combustibles fósiles y biomasa, la acuicultura, y el tratamiento de aguas residuales, mientras que el 5% se atribuye a fuentes industriales.

En 2019 se estimó que el N_2O contribuyó en $0,1^\circ C$ al calentamiento global en comparación con los niveles del año 1750. Además, este gas es el principal responsable de la destrucción de la capa de ozono estratosférica, siendo su capacidad destructiva mayor a la de la suma del resto de contaminantes que la afectan (United Nations Environment Programme & Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2024).

Las actividades agrícolas son las responsables de la mayoría de las emisiones totales de N_2O y su intensificación a nivel mundial hace que las emisiones aumenten anualmente en una tasa de 0,25% (Wang et al., 2021).

3.2 Principales vías de formación del N_2O

Las principales vías de formación del N_2O en el suelo se deben a procesos microbianos, específicamente a la nitrificación y desnitrificación incompleta. Ambos procesos están

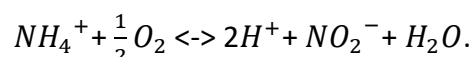
condicionados por factores como la disponibilidad de N y O_2 , la humedad, la temperatura, el pH y el contenido de materia orgánica.

La **nitrificación** es la oxidación microbiológica del NH_4^+ a NO_3^- en condiciones aeróbicas. Este proceso es realizado por bacterias quimiolitotróficas de los géneros *Nitrosomas*, *Nitrospira* y *Nitrosococcus* (Rincón y Gutiérrez, 2012). Las condiciones óptimas para que se de esta reacción son de 15 a 30°C, con un pH de 6,5 a 7,5.

En este proceso se dan las siguientes reacciones:

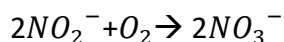
1. Nitrosación. Oxidación del amonio a nitrito, a través de las bacterias del género *Nitrosomas*. Estas toleran temperaturas de 1 a 37 °C y requieren un pH neutro.

Si la concentración de O_2 es baja las bacterias pueden reducir el nitrito generando N_2O como subproducto.



2. Nitratación.

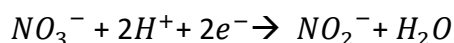
Eta etapa llevada a cabo por bacterias del género Nitrobacter, son las que oxidan el nitrito y son menos tolerantes a bajas temperaturas y pH elevados.



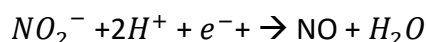
Por otro lado, en la **desnitrificación** se reduce el nitrato y nitrito a N_2O y N_2 . Este proceso lo realizan bacterias anaeróbicas facultativas, levaduras, y algunos hongos, que contribuyen al potencial de desnitrificación y a la producción de N_2O .

Las reacciones que se dan son las siguientes:

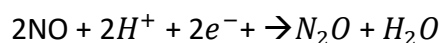
1. Reducción de nitrato a nitrito:



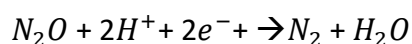
2. Reducción de nitrito a óxido nítrico:



3. Reducción de óxido nítrico a óxido nitroso:



4. Reducción de óxido nitroso a nitrógeno molecular:



Tanto en la nitrificación como la desnitrificación están condicionadas por varios factores, como la disponibilidad de O_2 , la humedad, la temperatura, y el pH, los cuales pueden actuar como factores limitantes en estos procesos.

Cuando la aireación es baja, la desnitrificación es incompleta, por lo que se genera más N_2O en lugar de N_2 . De manera similar, cuando hay un exceso de agua en el suelo, reduce la disponibilidad de O_2 y aumentan las emisiones de N_2O .

La temperatura también influye ya que, a valores inferiores a 10°C , la actividad microbiana es menor, lo que se puede dar lugar a una desnitrificación incompleta y a mayores emisiones de N_2O . En cuanto al pH, las emisiones de N_2O son mayores en suelos ácidos, ya que la desnitrificación es más eficiente en condiciones de pH neutro a básico (Celaya-Michel, 2011).

3.3 Factores que influyen en la emisión de N_2O

Según el estudio de Taboada (2023), los factores de emisiones de óxido nitroso pueden clasificarse en próximos o distales.

- Factores próximos: Afectan de forma directa a la tasa de emisión de N_2O e incluyen la calidad del sustrato (relación carbono-nitrógeno, C/N) y la calidad del medio ambiente (temperatura, pH y humedad).
- Factores distales: Relacionados con las características del suelo y su manejo. En estos es difícil identificar su influencia ya que hay muchos aspectos que la definen, como la textura del suelo o su estructura.

Disponibilidad de nitrógeno y carbono en el suelo.

La presencia de N y C en el suelo influye en los procesos de nitrificación y desnitrificación, que determinan las emisiones de N_2O . En los suelos la disponibilidad de NH_4^+ y O_2 controlan el proceso de nitrificación, mientras que la disponibilidad de carbono orgánico, O_2 y NO_3^- controlan la desnitrificación.

La relación C/N del suelo está determinada por el tipo de sustrato. Aquellos en los que la relación es alta, la disponibilidad de N es baja, lo que limita los procesos de nitrificación y desnitrificación, disminuyendo así las emisiones de N_2O . Por el contrario, en sustratos con una baja relación C/N, la disponibilidad de N en forma de NH_4^+ o NO_3^- es mayor,

favoreciendo tanto la nitrificación como la desnitrificación incompleta, incrementando así las emisiones de N_2O (Toma y Hatano, 2007).

Temperatura.

Las emisiones de N_2O a la atmósfera están directamente influenciadas por la temperatura del suelo y del aire. A mayores temperaturas la actividad microbiana aumenta, lo que incrementa producción de N_2O . Por el contrario, a temperaturas bajas, la desnitrificación es incompleta debido a la reducción de la actividad microbiana, lo que provoca una mayor acumulación de N_2O en el suelo. Posteriormente, el N_2O acumulado será liberado a la atmósfera cuando se produzca un aumento de las temperaturas.

Se ha establecido que en un intervalo de 0°C a 50°C las emisiones son más altas, siendo el óptimo de 25-35°C (Signor & Cerri, 2013).

Humedad del suelo

El contenido de humedad en el suelo también es un factor clave en la regulación de la actividad microbiana y los procesos responsables de la emisión de N_2O . Estas emisiones están directamente relacionadas con el porcentaje de espacio poroso saturado de agua (WFPS, por sus siglas en inglés).

Cuando el porcentaje de WFPS es alto (> 70%), la disponibilidad de O_2 es limitada, lo que favorece la desnitrificación completa y reduce las emisiones de N_2O (Ussiri y Lal, 2013). En niveles medios de WFPS (35 – 60%), se generan las condiciones óptimas para la producción de N_2O , ya que ocurre tanto la nitrificación como la desnitrificación incompleta, procesos en los cuales el N_2O es un subproducto (Pilegaard, 2013).

Por último, cuando el porcentaje de WFPS es bajo, predomina la nitrificación, ya que la disponibilidad de O_2 es mayor, pero en estas condiciones la actividad microbiana por lo general es menor por lo general, y hay una menor emisión de N_2O (Pilegaard, 2013)

pH

Este factor influye en la actividad microbiana y en las tasas de nitrificación y desnitrificación, afectando directamente las emisiones de N_2O .

En suelos ácidos, la actividad microbiana es menor, lo que dificulta la reducción de N_2O a N_2 y favorece una desnitrificación incompleta, generando mayores emisiones de N_2O en comparación con suelos neutros o alcalinos (C. Wang et al., 2021).

En un pH neutro o ligeramente básico, la desnitrificación es completa, lo que reduce las emisiones de N_2O . Sin embargo, cuando el pH es muy alto ($pH > 8$) la actividad de las bacterias nitrificantes se ve afectada, lo que reduce la producción de N_2O , pero aumenta las pérdidas de nitrógeno por su volatilización en forma de NH_3 .

Para mitigar las emisiones de N_2O , pueden aplicarse estrategias como el encalado de suelos ácidos, ajustando así el pH a niveles más favorables para una desnitrificación completa (Stehfest y Bouwman, 2006).

4. Resumen de las posibles estrategias de mitigación de óxido nitroso (N_2O) en los suelos.

Debido al gran impacto ambiental que tiene el N_2O , es necesario desarrollar una serie de estrategias que permitan controlar sus emisiones a la atmósfera. Además de frenar el cambio climático, las medidas implementadas traerán otros beneficios como evitar la destrucción de la capa de ozono estratosférica, disminuir la contaminación del aire y con ello, perjudicar menos a la salud humana, y tener una agricultura más sostenible, siendo este último el aspecto de estudio del presente trabajo.

Para disminuir estas emisiones se desarrollan estrategias que se centran en mejorar la eficiencia de la fertilización del suelo, pero también es necesario promover la adopción de mejores prácticas y tecnologías entre los agricultores (United Nations Environment Programme & Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2024).

En este apartado se van a mencionar algunos ejemplos de estas prácticas que permiten mitigar las emisiones de N_2O , explicando más en detalle en este primer punto el uso de abonos orgánicos que es el objetivo de este TFM.

4.1. Aplicación de abonos orgánicos al suelo

La preocupación social por el impacto ambiental de la agricultura es cada vez mayor, y por ello es necesario que se adopten prácticas más sostenibles y que se minimicen las fuentes de contaminación derivadas de las actividades agrícolas. La incorporación de

abonos orgánicos al suelo puede contribuir a la disminución de las emisiones de GEI como el N_2O , pero su manejo debe ser adecuado para evitar generar impactos negativos en el medio ambiente.

Hay diferentes tipos de abonos orgánicos, cada uno con características y beneficios particulares para mejorar la calidad del suelo y aportar nutrientes. Entre ellos se encuentran los abonos de origen vegetal, como los restos de cosecha, los abonos verdes y el compost y, los abonos de origen animal, como el estiércol, los purines, la gallinaza. Estos últimos desempeñan un papel especialmente relevante, no solo por su alto contenido en nutrientes, sino también por su amplia disponibilidad en las explotaciones ganaderas. El estiércol, los purines y la gallinaza han sido tradicionalmente utilizados como fertilizantes de liberación progresiva de nutrientes, contribuyendo a la mejora de la fertilidad y de las propiedades físicas y biológicas del suelo, favoreciendo, por ejemplo, la formación de materia orgánica, la estructura del suelo, la aireación, la retención de agua, la actividad microbiana. Todos estos beneficios han provocado la mejora en el rendimiento de los cultivos. Adeyemo et al. (2019) evaluó el efecto de la gallinaza en la productividad del maíz. Los resultados indicaron que la aplicación de gallinaza incrementó significativamente el rendimiento del maíz, atribuido al aumento en la biomasa y la mejora en la tasa de infiltración de agua en el suelo, y por ello presentó el uso de la gallinaza como una opción efectiva para la mejora de la fertilidad del suelo y para aumentar el rendimiento de cultivos como el maíz.

El estudio de Rayne (2020) indica que, alrededor del año 6000 a.C., los agricultores europeos ya utilizaban estiércol como fertilizante de liberación lenta. Este estudio también destaca que la aplicación de estiércol mejora la retención de agua en el suelo debido a la influencia de la materia orgánica en la porosidad y agregación del suelo, lo que permite un mejor almacenamiento de agua, reduciendo así la escorrentía superficial. Además, señala que el estiércol enriquece la comunidad bacteriana del suelo, contribuyendo a una mayor productividad agrícola. Sin embargo, el estudio advierte que un manejo inadecuado puede tener varios efectos negativos en el suelo y en el medio ambiente, entre ellos la contaminación del suelo y del agua o la emisión de GEI.

Según el Informe de Estadísticas Ganaderas y Medioambientales: Estiércol y Emisiones de Gases de Efecto Invernadero de la Organización de las Naciones Unidas para la

Agricultura y la Alimentación (FAO), en 2018, la cantidad total de N proveniente del estiércol ganadero depositado en tierras agrícolas a nivel mundial alcanzó los 116 millones de toneladas, una cifra comparable a la de los fertilizantes sintéticos aplicados ese mismo año. El informe también señala que, en Europa, la cantidad de estiércol de ganado depositado disminuyó en casi un 46% desde 1990, debido a la normativa de la Unión Europea que limitaba la contaminación por N procedente de la agricultura.

A pesar de estos beneficios tanto en el suelo como en los cultivos, su aplicación requiere un manejo más cuidadoso que el de los fertilizantes nitrogenados sintéticos para evitar desequilibrios nutricionales que puedan provocar contaminación del medio ambiente y emisiones de GEI.

En cuanto a la emisión de GEI, y en concreto de N_2O , se ha observado que la aplicación de fertilizantes orgánicos de origen animal influye de manera variable en los flujos de este gas, produciendo aumentos (Wang et al., 2023), reducciones (Tang et al., 2024) o ningún efecto significativo (Zhang et al., 2019) en comparación con los fertilizantes sintéticos. En He et al. (2019) se explica que el aumento de las emisiones se atribuye a una mayor disponibilidad de carbono orgánico lábil, que sirve como fuente de energía para la actividad microbiana y crea un entorno más anóxico para la desnitrificación. La reducción puede deberse potencialmente a liberación lenta del N de los fertilizantes orgánicos añadidos o a la estimulación de la desnitrificación completa (Meijide et al. 2007). La inconsistencia de estos resultados puede deberse a múltiples factores (Hansen et al., 2019): formas de nitrógeno con distinta disponibilidad (nitrógeno orgánico y amonio) según el tipo de abono utilizado, la forma de aplicación, el tipo de suelo en el que se aplican y las condiciones climáticas, etc. Además, estos factores pueden interactuar entre sí dificultando conocer cuál es su contribución individual.

Otro aspecto importante que puede influir es su correcta dosificación. Los abonos orgánicos de origen animal contienen gran variabilidad en la concentración de N lábil y en las tasas de mineralización de N orgánico, lo que dificulta estimar la dosis a aplicar y conocer el N disponible para la planta y el momento en el que estará disponible.

Además, también se ha demostrado que al aplicar estos fertilizantes realizando la dosificación en función del N requerido por el cultivo, muchos de ellos aportan altas

cantidades de P, que se puede acumular en el suelo o lixiviar favoreciendo procesos de eutrofización de las aguas (Qin et al., 2020).

4.2. Laboreo de conservación

El sistema de laboreo de conservación es una práctica agrícola que contribuye a mejorar la sostenibilidad de la agricultura mediante técnicas que se centran en minimizar la alteración del suelo y gestionar de forma eficiente los residuos agrícolas. Incluye métodos como la labranza mínima o reducida, la siembra directa, y el laboreo sin inversión, entre otros.

Este tipo de laboreo trae múltiples beneficios para el suelo, ya que mejora su estructura, reduce la erosión, aumenta el contenido de materia orgánica y puede contribuir a la mitigación del cambio climático. Al retener más residuos vegetales en la superficie, se favorece el almacenamiento de carbono en la capa superficial del suelo, lo que reduce las emisiones de GEI como el CO₂. Sin embargo, su impacto sobre las emisiones de N₂O aún necesita más investigación para tener una conclusión, ya que hay muchos estudios que presentan resultados diferentes (Abdalla et al., 2013).

De manera general, se ha observado que en ecosistemas húmedos los flujos de N₂O son mayores en suelos con laboreo reducido en comparación con los manejados con el laboreo convencional (Ussiri y Lal, 2012).

Otras investigaciones sugieren que la combinación del laboreo de conservación con otras estrategias, como el acolchado de paja, puede mitigar estas emisiones (Yuan et al., 2022)

Debido a los beneficios que presenta, el laboreo de conservación se está adoptando cada vez más en tierras agrícolas de todo el mundo y se considera una estrategia clave para la mitigación del cambio climático a través del secuestro de carbono (Pasricha et al., 2023). Además de estas ventajas ambientales, esta práctica también ofrece beneficios económicos, como la reducción de los costos de mano de obra y el consumo de combustible (Sanz-Cobena et al., 2017).

4.3. Uso de cultivos de cobertura

Los cultivos de cobertura (CC) son plantas utilizadas para proteger y mejorar el suelo agrícola, además de ser una estrategia para la adaptación al cambio climático (Kaye y

Quemada, 2017). Se ha señalado que el uso de cultivos de cobertura puede tener beneficios como el aumento de la fertilidad del suelo, reducción de la erosión, la mejora en la disponibilidad y calidad del agua, el control de malas hierbas y la estimulación de la actividad microbiana. Un mejor manejo del suelo desempeña un papel muy importante en la mitigación de las emisiones de los GEI, entre ellos el N_2O (Sharma et al., 2018).

Para asegurar el éxito de los cultivos de cobertura es importante elegir el cultivo correcto (Horn et al., 1994), combinándolo correctamente con los cultivos comerciales y eligiendo el momento óptimo de siembra y terminado, con el fin de disminuir o evitar los efectos negativos que pueden surgir. La mejor opción será optar por un cultivo de cobertura que incluya una variedad de plantas para poder obtener así los mayores beneficios posibles para el suelo.

El uso de estos cultivos también tiene desventajas como la emisión de gases de efecto invernadero, la competencia de recursos con los cultivos comerciales presentes en las zonas en las que se emplean los cultivos de cobertura, presencia de plagas, etc. (Foltz et al., 2021).

En general, para el uso de cultivos de cobertura deberán tenerse en cuenta todos estos aspectos, tanto beneficios como desventajas, y dependiendo del propósito que el agricultor tenga este deberá decidir si su utilización supondrá una mejora para sus cultivos.

4.4. Manejo del riego

El sistema de riego utilizado influye en las emisiones de N_2O , aunque su impacto varía según las condiciones del suelo y el ambiente. La cantidad de agua aplicada y su distribución afectan a la humedad del suelo y provocan cambios en la comunidad microbiana, lo que puede modificar las emisiones mediadas por microorganismos. Un riego excesivo favorece los procesos de nitrificación y desnitrificación, dificulta la absorción de nitrógeno por las plantas y aumenta las emisiones de N_2O (Ye et al., 2020).

Los flujos de N_2O suelen ser menores en suelos con riego por goteo en comparación con otros sistemas de riego (Abalos et al., 2014; Wang et al., 2021). Esto se debe a que el riego por goteo mejora la eficiencia en el uso del agua y los fertilizantes nitrogenados.

Por un lado, permite aplicar el agua de manera localizada y controlada, evitando la saturación del suelo y reduciendo las emisiones de N_2O . Por otro lado, suministra el N disuelto directamente a la zona radicular según las necesidades del cultivo, evitando la acumulación excesiva de NO_3^- en el suelo (Kuang et al., 2021).

Por ello, es fundamental seleccionar el sistema de riego más adecuado según el tipo de cultivo, las características del suelo y la disponibilidad de agua de la zona. Optar por métodos que optimicen el uso del agua ayuda a mantener una humedad más equilibrada en el suelo, lo que contribuye a la reducción de las emisiones de N_2O (Hassan et al., 2022).

4.5. Aplicación de biochar

El biochar es un material rico en carbono obtenido por pirólisis de biomasa. Su aplicación se considera una posible herramienta de mitigación del cambio climático (Muñoz et al., 2016). Sin embargo, su efectividad depende de diversos factores, como la calidad del biochar, la dosis aplicada, las propiedades del suelo, el tipo de cultivo y las condiciones ambientales.

Su incorporación al suelo mejora sus propiedades físicas, químicas y biológicas, reduciendo las emisiones de N_2O . Favorece la aireación, disminuyendo la desnitrificación, eleva el pH y estimula microorganismos reductores N_2O a N_2 . Además, favorece la retención de N, reduciendo su disponibilidad para la producción microbiana de N_2O (Verhoeven et al., 2017).

Sin embargo, un uso excesivo o de baja calidad, podría generar el efecto contrario y aumentar dichas emisiones. Con el tiempo, el biochar pierde efectividad y su impacto varía entre estudios de laboratorio y de campo (Kaur et al., 2023). Por ello, su aplicación debe evaluarse cuidadosamente y combinarse con buenas prácticas agrícolas.

5. Objetivos e hipótesis

5.1. Objetivo general

Evaluar el efecto de diferentes estrategias de fertilización en las emisiones de gases de efecto invernadero en un cultivo de trigo bajo condiciones mediterráneas, comparando la aplicación de diferentes fertilizantes orgánicos de origen animal (gallinaza, purín de cerdo, estiércol ovino) y minerales/sintéticos (urea), tanto en dosis calculadas en función

de las necesidades de N del cultivo como en combinaciones donde los fertilizantes orgánicos aportan principalmente P y el N adicional requerido se complementa con urea. Además, se analiza el impacto de estas prácticas de fertilización en la calidad del suelo y en parámetros agronómicos relevantes, como el rendimiento del cultivo y la eficiencia en el uso del N.

5.2. Objetivos específicos

- Cuantificar las emisiones diarias y acumuladas de N_2O , CH_4 y CO_2 asociadas a la aplicación de los diferentes fertilizantes.
- Analizar la evolución de diversos parámetros físico-químicos del suelo (contenido de agua en los poros del suelo, nitrógeno mineral, carbono orgánico soluble, conductividad eléctrica y fósforo asimilable) y su relación con las emisiones de estos GEI.
- Evaluar el efecto de los diferentes tratamientos en el rendimiento del trigo y en la concentración de N en grano y biomasa aérea.

5.3. Hipótesis

La aplicación de fertilizantes orgánicos generará un patrón diferencial en las emisiones de GEI respecto a la urea, debido a la distinta naturaleza y dinámica de mineralización del nitrógeno y del carbono aportado. Bajo condiciones mediterráneas, favorables para la nitrificación (Guardia et al., 2018; García-Gutiérrez et al., 2023), se espera que:

1. Los fertilizantes con mayor fracción de nitrógeno amoniacal disponible (urea y purín de cerdo) provoquen picos iniciales de emisiones de N_2O asociados a procesos de nitrificación y desnitrificación.
2. Los fertilizantes orgánicos sólidos (gallinaza y estiércol ovino) generen emisiones de N_2O de menor intensidad inicial, pero más sostenidas en el tiempo, debido a la liberación gradual de N asociada a la mineralización de la materia orgánica durante los meses posteriores a su aplicación.
3. A pesar de estas diferencias en las dinámicas de emisión, los fertilizantes orgánicos mejoren la calidad del suelo (mayor carbono y fósforo disponible) y permitan alcanzar rendimientos de trigo comparables a los obtenidos con la urea.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

1. Descripción del lugar experimental

El ensayo se llevó a cabo en el Centro Nacional de Tecnología de Regadíos (CENTER), finca experimental ubicada en San Fernando de Henares al sureste de la Comunidad de Madrid ($40^{\circ}24'53''N$ $3^{\circ}29'42''W$, 553 m.s.n.m.). Según la clasificación climática de Köppen, la zona en la que se realizó el ensayo se clasifica como Csa: clima mediterráneo con veranos secos y cálidos. A partir de los datos recopilados por la estación agrometeorológica situada en la propia finca perteneciente al Sistema de Información Agroclimática para el Regadío (SIAR) del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, el promedio anual de precipitaciones y temperatura en la región en los últimos 10 años ha sido de 389,1 mm y 14,5°C, respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1. Valores mensuales de temperatura y precipitación en los últimos 10 años.

	Tº media (°C)	Tº media de máximas (°C)	Tº media de mínimas (°C)	Precipitación (mm)
Enero	4,8	17,3	-6,8	28,3
Febrero	6,9	19,0	-4,4	25,3
Marzo	9,7	23,5	-3,0	47,1
Abril	12,8	26,3	-0,4	50,7
Mayo	17,1	31,6	2,8	28,1
Junio	22,3	37,4	7,6	20,9
Julio	25,9	39,0	11,5	9,2
Agosto	24,9	38,6	10,3	7,6
Septiembre	19,9	34,3	6,4	35,4
Octubre	14,9	28,8	1,9	57,6
Noviembre	9,1	21,3	-3,3	42,8
Diciembre	6,1	16,9	-5,1	36,0
Anual	14,5	27,8	1,5	389,1

Fuente: elaboración propia a partir de datos del SIAR

Según la taxonomía de suelos del USDA, el suelo es un Typic Xerofluvent (Soil Survey Staff, 2014). En la Tabla 2 se muestran los valores para algunos parámetros físico-químicos del suelo antes del inicio del ensayo:

Tabla 2. Análisis de suelo previo al inicio del estudio (2022)

DETERMINACIONES	SUELO (<2 mm)
pH (H ₂ O, extracto 1:2,5)	8,5; alcalino
Conductividad eléctrica (extracto 1:5; dS/m)	0,30; no salino
Materia orgánica (Walkley-Black; %)	0,97; bajo
Nitrógeno total (Kjeldahl; %)	0,076; bajo
Relación C/N	7,4; baja
Sodio de cambio (CH ₃ COONH ₄ , mg/kg)	321; bajo
PSI (%)	6,1; no sódico
Potasio de cambio (CH ₃ COONH ₄ , mg/kg)	499; muy alto
Calcio de cambio (CH ₃ COONH ₄ , mg/kg)	3338; alto
Magnesio de cambio (CH ₃ COONH ₄ , mg/kg)	444; alto
Fósforo asimilable (Olsen, mg/kg)	6,8; bajo
Carbonatos totales (Calcímetro, %)	8,6; bajo
Caliza activa (%CaCO ₃)	2,6; bajo
Textura	Franco-limoso
Arcilla (%)	12,7
Limo (%)	59,9
Arena (%)	27,4

2. Diseño experimental y labores realizadas durante el experimento

En este ensayo se siguió un diseño experimental de bloques completos al azar con tres replicas en los que en cada bloque se utilizaron seis tratamientos (Figura 3):

- **Control** sin aporte de fertilizante nitrogenado.
- **Estiércol ovino (E)** aplicado en fondo dosificado según el nitrógeno requerido por el cultivo.
- **Estiércol ovino** aplicado en fondo dosificado según las necesidades de fósforo **y complementado con urea** en cobertera para cubrir las necesidades de nitrógeno **(E+U)**.
- **Gallinaza (G)** aplicada en fondo y en cobertera dosificado según el nitrógeno requerido por el cultivo.
- **Purín de cerdo** aplicado en fondo **y complementado con urea** en cobertera para cubrir las necesidades de nitrógeno **(Pu+U)**.
- **Urea (U)** aplicada en fondo y en cobertera.

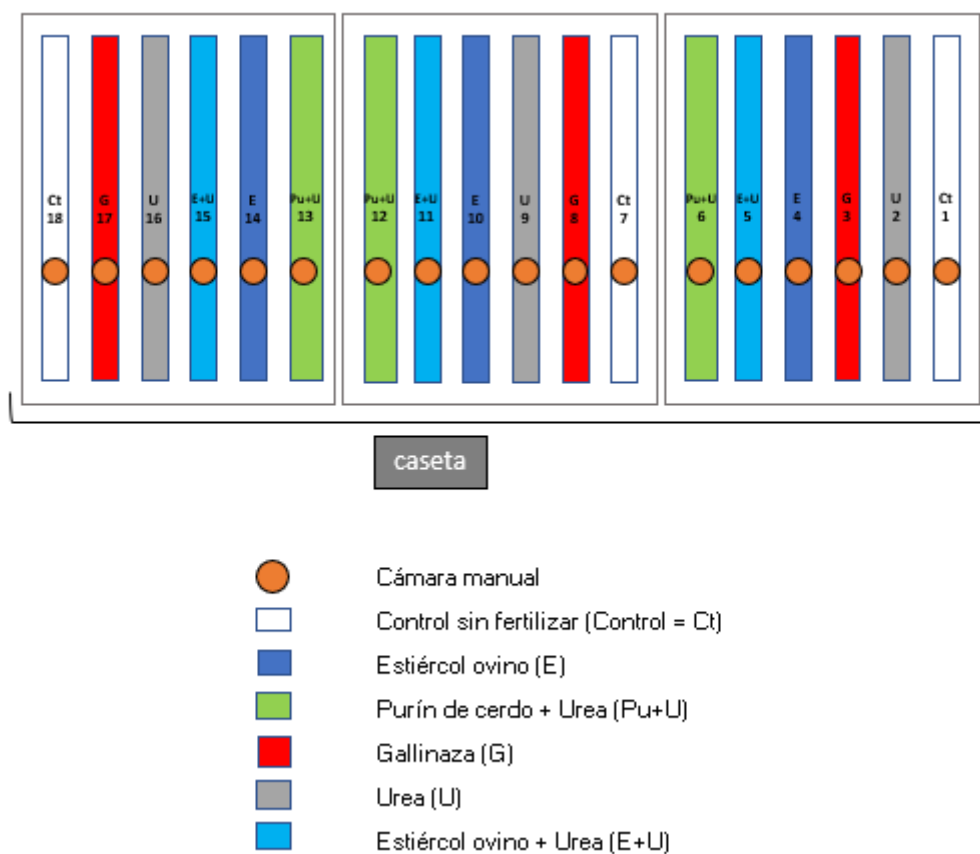


Figura 3. Diseño experimental.

Fuente: elaboración propia

Se establecieron 18 parcelas en total cuyas dimensiones fueron 20 m de largo y 3,5 m de ancho con 1,30 metros de separación entre parcelas dentro un mismo bloque.

Las características de los fertilizantes orgánicos aplicados de muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Composición de los fertilizantes orgánicos aplicados y método analítico.

	Gallinaza	Estiércol ovino	Purín cerdo	Método análisis
N total (g N kg ⁻¹ o g N L ⁻¹)	18,7	19,7	0,52	Kjeldahl
NH ₄ ⁺ (g N kg ⁻¹ o g N L ⁻¹)	2,9	3,1	0,4	Destilación con arrastre de vapor y posterior valoración con H ₂ SO ₄
P disponible (g P kg ⁻¹ or g P L ⁻¹)	-	8,3	0,11	Olsen

Fuente: elaboración propia

Los fertilizantes se aplicaron a mano y tras la fertilización en fondo se realizó un pase de cultivador. Para satisfacer los requerimientos nutricionales, los fertilizantes se aplicaron siguiendo la dosis convencional utilizada en la región para el cultivo de trigo: 120 kg N ha⁻¹ o 40 kg P₂O₅ ha⁻¹. En el tratamiento con urea, el fósforo se aplicó en fondo en forma de Ca(H₂PO₄)₂·H₂O, en el resto de los tratamientos el P procedía del propio abono animal. En la Tabla 4 se resumen las dosis aplicadas y el momento de aplicación para cada tratamiento. Para calcular las cantidades de abonos de origen animal que se debían aplicar en cada parcela se asumió un 40 %, 70 % y 80 % de N orgánico disponible en el estiércol de oveja, gallinaza y purín de cerdo, respectivamente.

Tabla 4. Dosificación y momento de aplicación para cada tratamiento.

Tratamiento	N fondo	N cobert.	N fondo	N cobert.	P ₂ O ₅ fondo	P ₂ O ₅ cobert.	P ₂ O ₅ fondo	P ₂ O ₅ cobert.
	kg ha ⁻¹		%		kg ha ⁻¹		%	
Urea (U)	48	72	40	60	40	-	100	0
Estiércol ovino (E)	120	-	100	0	236	-	590	0
Estiércol + urea (E+U)	20	100	17	83	40	-	100	0
Gallinaza (G)	48	72	40	60	37	56	93	140
Purín + urea (Pu+U)	15	105	13	87	8	-	20	0

Fuente: elaboración propia

En todos los tratamientos se ajustó la dosis de N al nivel de referencia de 120 kg N ha⁻¹, variando la fracción aplicada en fondo y en cobertera. Esta aplicación se realizó únicamente con el abono de origen animal o la urea en los tratamientos E, G y U, en los que la dosificación fue realizada en función del N requerido y, en combinación con urea en los tratamientos E+U y Pu+U en los que la dosificación se realizó en función del P. Respecto al P, los tratamientos E y G en los que la dosificación se realizó en función de los requerimientos de N, se aportó 6 y 2,3 veces más P del requerido según valor de referencia, respectivamente. En el Pu+U, debido a un problema en el análisis del P, la dosis aplicada fue 5 veces inferior al requerido.

El cultivo de trigo (*Triticum spp*, variedad "Tocayo R1" ciclo corto) se sembró el 23 de noviembre de 2022, con una dosis de siembra de 216 semillas ha⁻¹.

Las labores y tareas realizadas en el ensayo y las fechas de estos fueron las siguientes:

- 22 de noviembre de 2022: parcelado y fertilización con estiércol de oveja y gallinaza en fondo.

- 23 de noviembre de 2022: se realizó la fertilización en fondo con purín y urea, más los requerimientos de fósforo en las parcelas con urea.
- 23 de marzo de 2023: fertilización en cobertera con urea y gallinaza.
- 24 de marzo de 2023: aplicación de herbicida (Quelex® a dosis de 50 g ha⁻¹ y Mustang® a dosis 0,5 L ha⁻¹)
- 3, 10 y 25 de abril: riego por aspersión (total de agua aportada: 61 mm).
- 23 de junio de 2023: cosecha del trigo.

3. Muestreo y análisis de GEI (N₂O, CO₂ y CH₄)

Los flujos de *N₂O*, *CH₄* y *CO₂* fueron analizados entre el 25 de noviembre de 2022 y el 20 de junio de 2023, utilizando el sistema de cámaras estáticas, opacas y manuales descritos por Charteris et al., 2020 con algunas modificaciones. Una cámara manual, con un diámetro de 35 cm, una altura de 23 cm y un volumen total de 22 L, se instaló en cada una de las 18 parcelas experimentales (Figura 3 y 4). Estas se colocaron sobre aros de acero inoxidable previamente insertados en el suelo a 5 cm de profundidad al inicio del estudio, lo que permitió muestrear siempre en el mismo sitio, evitando disturbar el suelo al depositar la cámara y minimizando la difusión lateral de los gases durante cada muestreo. Cada cámara estaba equipada con una llave de tres vías que permitía la extracción de gases mediante una jeringa de 100 mL.

El protocolo de muestreo consistía en dos momentos: un primer muestreo (t_0), inmediatamente después de colocar la cámara sobre el aro, y un segundo muestreo (t_1), realizado una hora después, manteniendo la cámara cerrada durante ese intervalo. El gas acumulado en el espacio creado entre la cámara y el suelo se recogía en viales presurizados y sellados herméticamente de 20 mL, utilizando un sistema de doble aguja. Inicialmente se hacían pasar 70 mL de aire a través del vial para lavarlo con la propia muestra, y posteriormente se retiraba la aguja de salida para introducir aproximadamente 30 mL de gas a sobrepresión.



Figura 4. Cámara estática opaca manual.

Fuente: elaboración propia

Una vez recogidas las muestras, estas fueron analizadas en el laboratorio mediante cromatografía de gases utilizando un cromatógrafo modelo HP-6890 (Agilent Technologies, Barcelona, España), equipado con un muestreador automático (HT3, Teledyne Tekmar), un detector de captura de electrones (ECD), y un detector de ionización de llama (FID) (Figura 5). La muestra inyectada se distribuyó en dos columnas capilares de sílice fundida (fase estacionaria sólida), empleando helio (He) como gas portador (fase móvil). Para la determinación de N_2O , se utilizó una columna capilar Q-PLOT (30 m x 0,32 mm, 20 μm) conectada al detector ECD, con una mezcla de argón/metano como gas auxiliar. Para CH_4 y CO_2 , la determinación se realizó mediante el detector FID, conectado a una segunda columna capilar CarbonPlot (30 m x 0,32 mm, 30 μm), donde se encontraba el metanizador compuesto por un catalizador de níquel (Ni) y H_2 ; este metanizador transformaba el CO_2 en CH_4 , permitiendo así su determinación. Las temperaturas de trabajo del horno, inyector, metanizador, FID, y ECD fueron 35, 225, 300, 250 y 250 $^{\circ}\text{C}$, respectivamente.



Figura 5. Cromatógrafo de gases (HP 6890, Agilent) y muestreador automático (HT3, Teledyne Tekmar).

Fuente: elaboración propia

El resultado del análisis cromatográfico fueron dos cromatogramas específicos para cada muestra (uno por cada detector), donde se identificaron los picos correspondientes a cada compuesto según su tiempo de retención. El área bajo cada pico es proporcional a la concentración de cada gas, expresada en parte por millón (ppm, v/v). A partir de estas concentraciones, se calcularon los flujos diarios de cada gas, expresando el resultado en $\text{mg N/m}^2 \cdot \text{día}$ para el N_2O y en $\text{mg C/m}^2 \cdot \text{día}$ para el CO_2 y el CH_4 . Este cálculo se realizó utilizando un factor que considera el área de la cámara, su volumen, el tiempo de cierre y las relaciones estequiométricas entre moles, volumen y masa de cada gas. Finalmente, con los valores de flujo diarios, se determinó el flujo acumulado de cada gas a lo largo del periodo de muestreo, aplicando la siguiente ecuación:

$$FA = \frac{F_{f1} + F_{f2}}{2} \times (f2 - f1) + FAa$$

Donde:

- FA: Flujo acumulado (mg N o C/m^2)
- F_{f1} : Flujo diario de fecha anterior (mg N o $\text{C/m}^2 \cdot \text{día}$)
- F_{f2} : Flujo diario de fecha actual (mg N o $\text{C/m}^2 \cdot \text{día}$)
- $f2$: fecha actual
- $f1$: fecha anterior
- FAa : flujo acumulado de fecha anterior (mg N o C/m^2)

4. Muestreo y análisis de suelo

La toma de muestras de suelo se realizó a una profundidad de 0 – 10 cm, con un peso aproximado de 100 gramos de suelo fresco. El muestreo de suelo comenzó una semana después de la primera fertilización, coincidiendo con días de muestreo de gases, y se extendió hasta final de campaña. Estas muestras fueron homogeneizadas y quedaron guardadas en el congelador a -20°C hasta su análisis. Los análisis realizados se describen a continuación.

4.1. Determinación de la humedad del suelo y cálculo del espacio poroso lleno de agua (WFPS)

La determinación del contenido de humedad del suelo se llevó a cabo mediante el método gravimétrico, tras secado a 105°C del suelo utilizando una termobalanza (Sartorius MA30). El cálculo de la WFPS se realizó mediante la siguiente ecuación:

$$WFPS (\%) = \frac{H \times Da}{1 - \frac{Da}{Dr}}$$

Donde H = Humedad gravimétrica en % con respecto al suelo seco, Da = Densidad aparente determinada tomando muestras de suelo a 0-10 cm de profundidad utilizando cilindros de acero inoxidable de 100 cm³ y secando las muestras en estufa durante 24 horas a 105°C (1,22 g cm⁻³), Dr = Densidad real (2,65 g cm⁻³).

4.2. Determinación de N mineral (NH_4^+ y NO_3^-)

Para la determinación del N mineral (NH_4^+ y NO_3^-), se realizó una extracción pesando 8,00 ± 0,10 g de suelo en tubos de centrifuga de 50 mL. A cada muestra se le añadieron 50 mL de la solución extractante (KCl 1M). La mezcla se agitó durante 1 hora y se centrifugó durante 10 minutos a 4000 rpm para separar la parte sólida de la líquida. El sobrenadante obtenido se filtró empleando filtros de jeringa de celulosa con un tamaño de poro de 0,45 µm y colocando el filtrado en tubos de plástico de 10 mL para la medición de cada analito. Finalmente, las muestras se congelaron a -20°C hasta su determinación.

La determinación se llevó a cabo mediante la técnica de análisis de flujo segmentado (SFA, Figura 6) acoplado a un detector de espectroscopía de absorción molecular UV-Vis (SFA FUTURA, AMS Alliance, Figura 6). Este es un método automático de análisis que

mejora la exactitud y precisión del método manual convencional. La muestra líquida se inyecta de forma sucesiva con separaciones entre sí mediante burbujas de aire, se mezcla con reactivos que transforman el analito a medir en una molécula capaz de absorber radiación UV-Vis y es transportada hacia el detector espectrofotométrico que registra los cambios que se producen en la capacidad que presenta el analito para absorber esta radiación en función de su concentración.

Por un lado, para la determinación de NH_4^+ en los extractos descritos anteriormente se utiliza el método del indofenol modificado (Krom, 1980), en el que el NH_4^+ reacciona en medio básico con ácido dicloroisocianúrico, salicilato sódico y nitroprusiato sódico como catalizador de la reacción, formando un compuesto cuya absorbancia se mide a 630 nm. Por otro lado, la determinación de NO_3^- se basa en reducir el NO_3^- extraído a NO_2^- utilizando cloruro de vanadio (VCl_3) en medio ácido y, posteriormente, hacer reaccionar el NO_2^- con una mezcla de compuestos denominada reactivo de Griess (Wang et al., 2016). Uno de estos compuestos es la sulfanilamida que da lugar a un diazocompuesto que posteriormente reacciona con una amina aromática (dihidrocloruro de N-[1-naftil]-etilendiamina) que transforma finalmente el NO_2^- en una molécula que presenta un máximo de absorción a $\lambda=540$ nm.



Figura 6. Procedimiento para la extracción y determinación mediante SFA de NH_4^+ y NO_3^- en suelos.

Fuente: elaboración propia.

4.3. Determinación de Carbono Orgánico Disuelto (COD)

Para la determinación se pesaron $8,00 \pm 0,10$ g de suelo fresco en tubos de centrifuga de 50 mL, se añadieron 50 mL de agua ultrapura y se agitaron durante una hora. Después se centrifugaron a 4000 rpm durante 10 minutos y el sobrenadante se filtró utilizando filtros plegados de celulosa, depositando el filtrado en tubos Falcon de 100 mL (Figura 7). Finalmente, los extractos se congelaron a -20°C hasta su determinación.

La determinación se realizó mediante un analizador de C orgánico total (multi N/C 3100 Analytik Jena), equipado con un detector infrarrojo que mide el CO_2 generado tras la oxidación del carbono presente en la muestra. Esta oxidación se realiza en un horno a 850°C , donde el carbono se convierte en CO_2 . Previamente al análisis del COD, se añade a las muestras HCl concentrado para eliminar el C procedente de fuentes inorgánicas (CaCO_3).

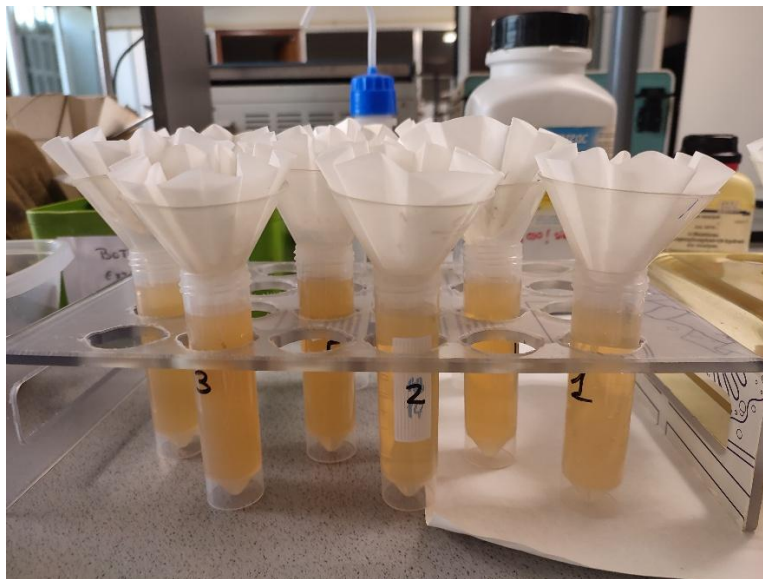


Figura 7. Extracción del carbono orgánico disuelto.

Fuente: elaboración propia.

4.4. Determinación de Conductividad Eléctrica (CE)

Para su determinación se realizó una extracción pesando $10,00 \pm 0,10$ g de suelo en un tubo de centrifuga de 50 mL, y añadiendo 50 mL de agua destilada. Las muestras se agitaron durante 30 minutos y luego se centrifugaron durante 5 minutos a 3000 rpm. Por último, se trasvasó el sobrenadante a un vaso de precipitados de 50 mL y se realizó la medición con un conductímetro previamente calibrado (GLP 31, Crison Instruments).

4.5. Determinación de Fósforo Asimilable

La determinación del fósforo disponible se realizó mediante el método de Olsen. Para la obtención del extracto se pesaron 2,5 g de suelo seco al aire y tamizado a 2 mm en un tubo de centrifuga de 50 mL, al que se añadieron 50 mL de una disolución de bicarbonato de sodio ($NaHCO_3$) 0,5 M ajustada a pH 8,5 con hidróxido de sodio (NaOH). La mezcla se agitó durante 30 minutos y posteriormente se centrifugó a 3000 rpm durante 5 minutos. El sobrenadante se filtró a través de un papel Whatman N°40, libre de fósforo.

Para la determinación colorimétrica, se tomaron 10 mL del extracto y se ajustó el pH a 5 añadiendo ácido sulfúrico 1,5 M. La solución se transfirió a un matraz aforado de 50 mL, añadiendo agua destilada hasta aproximadamente 40 mL. A continuación, se incorporaron 8 mL del reactivo II, y se completó el volumen con agua destilada hasta el enrase.

El reactivo II se preparó disolviendo 1,056 g de ácido ascórbico en 200 mL del reactivo I. El reactivo I se elaboró disolviendo, por un lado, 12 g de molibdato amónico en 250 mL de agua destilada, y por otro, 0,2908 g de tartrato antimónico potásico en 100 mL de agua. Ambas soluciones se mezclaron y se añadieron a 1 L de ácido sulfúrico (H_2SO_4) 2,5 M, completando posteriormente el volumen con agua destilada hasta 2 L.

Paralelamente, se preparó una curva patrón a partir de un estándar comercial de 100 mg P/L, que fue diluido previamente a 10 mg P/L. De esta solución se tomaron alícuotas de 0, 1, 2, 3, 4 y 5 mL en matraces aforados de 50 mL para obtener patrones de 0,0; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8 y 1 mg P /L, respectivamente. A cada una se añadieron 8 mL del reactivo II, se completó el volumen con agua destilada, se homogeneizó, y se dejó reposar durante 15 minutos para el desarrollo del color azul característico del complejo fosfomolibdato. Finalmente, se realizó la lectura espectrofotométrica de las muestras y patrones a una longitud de onda de 880 nm (Figura 8).



Figura 8. Curva patrón para la determinación de fósforo.

Fuente: elaboración propia.

5. Muestreo y análisis vegetal

El trigo fue recolectado una vez alcanzada su madurez fisiológica, momento en el que el grano presentaba un contenido de humedad inferior al 2%. En cada parcela se tomaron tres submuestras, que posteriormente se mezclaron, formando la muestra de cada parcela. Para muestrear se utilizó un marco cuya superficie era de 0,25 m², y el material vegetal en el interior del marco se cortó a ras de suelo utilizando una hoz. Posteriormente, en el laboratorio, se pesó cada una de las muestras y se separó en espiga y tallo con el fin de determinar el rendimiento de biomasa. La espiga se desgranó y se pesó para determinar el rendimiento de grano. Se determinó también la humedad en ambas muestras calentándolas en estufa a 105°C durante 24 h. Por último, tanto el grano como la biomasa área se molieron finamente y se determinó el contenido total de N en ambas muestras mediante análisis elemental con un analizador LECO TruMac CN®.

6. Cálculos y métodos estadísticos.

Los datos se analizaron estadísticamente utilizando el programa Statgraphics Centurion v19. Inicialmente, se comprobó la normalidad de los datos, asegurando que la curtosis y sesgo estandarizado tuvieran un valor comprendido entre ± 2 . Posteriormente, mediante el Test de Levene, se comprobó que las varianzas fueran homogéneas ($p > 0,05$). En el caso de que no se cumplieran estos supuestos, se realizó la transformación necesaria (logarítmica, inversa, etc.) de los datos. Por último, se realizó un ANOVA con test LSD de Fisher, con un nivel de significación $p < 0,05$ para establecer las comparaciones múltiples

según tratamientos, de acuerdo con el diseño experimental. Además del análisis de la varianza, se evaluaron correlaciones lineales de Pearson entre las principales variables del estudio, incluyendo las emisiones de GEI y parámetros del suelo (NH_4^+ , NO_3^- , COD WFPS), así como variables de rendimiento y contenido de N en planta.

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. Condiciones climáticas y WFPS del suelo

Considerando el periodo del ensayo entre octubre de 2022 y junio de 2023, la temperatura media diaria del aire fue de 12,4°C, oscilando entre 0,3 (1 marzo) y 28,5°C (26 junio), mientras que la temperatura media del suelo a 10 cm de profundidad fue de 14,8°C, oscilando entre 5,7 (31 enero) y 27,7°C (29 junio). Las precipitaciones acumuladas durante el ensayo fueron de 326,2 mm, con principales periodos de concentración de precipitaciones en diciembre (123,8 mm acumulados, 38% del total), y en la segunda quincena de mayo y primera quincena de junio (85,4 mm acumulados, 26,2% del total). Durante el mes de abril se realizaron 3 riegos de 20 mm cada uno debido a las condiciones demasiado secas que prevalecieron durante los meses precedentes.

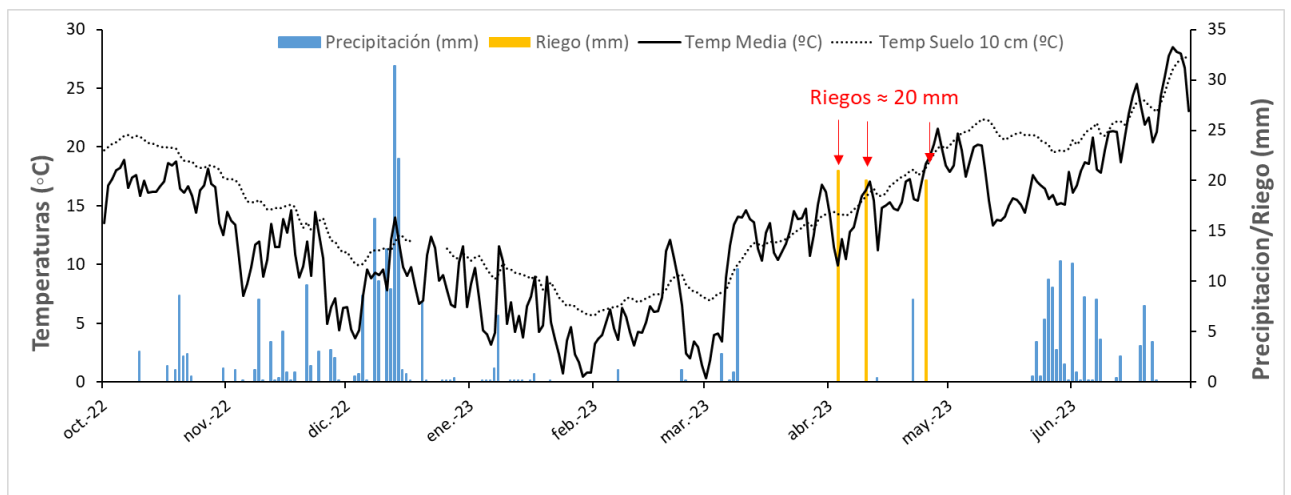


Figura 9. Temperaturas medias diarias (aire y suelo) y precipitación media durante el periodo del ensayo.

Fuente: SIAR

Los valores de WFPS oscilaron entre 8,0% y 58,7%, con un valor promedio de 37,4% (Figura 10). Estos valores de WFPS representaron condiciones favorables para el desarrollo de procesos de nitrificación, ya que, según Pilegaard (2013), cuando los valores de WFPS son inferiores al 60%, predominan condiciones aeróbicas que favorecen estos procesos, si bien también pueden producirse otros procesos como la desnitrificación.

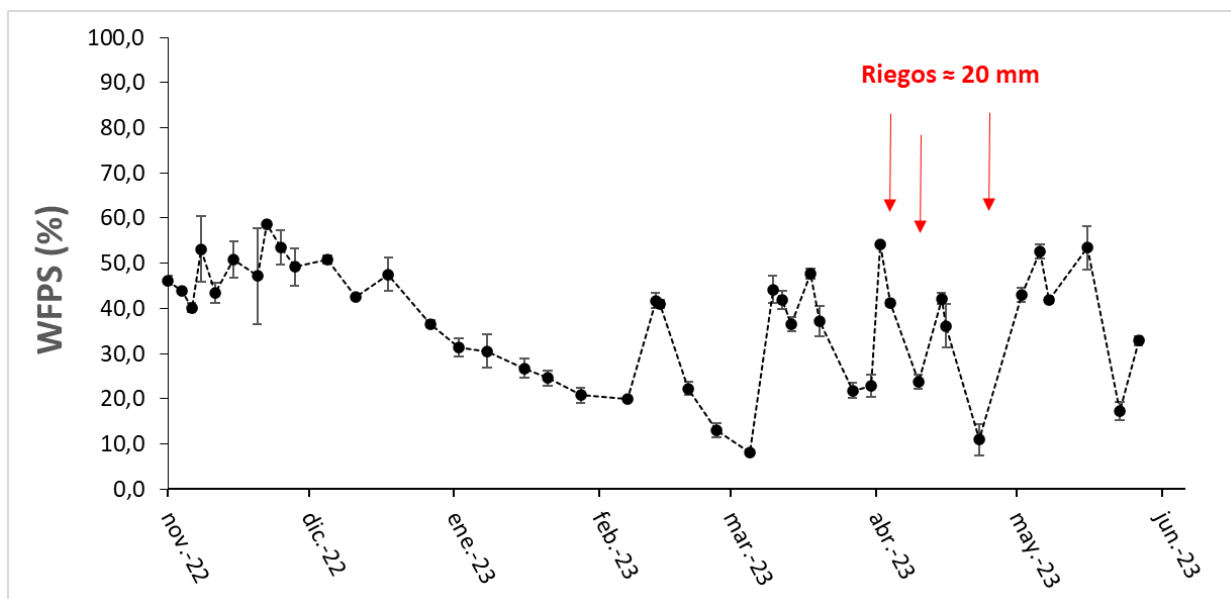


Figura 10. Evolución temporal de valores promedio de espacio poroso lleno de agua (WFPS) durante el periodo del ensayo. Las barras verticales indican el error estándar de los valores promedio ($n = 3$).

Fuente: elaboración propia

2. Evolución de los parámetros del suelo

2.1. Evolución del nitrógeno mineral

Las concentraciones de NH_4^+ en el suelo para cada tratamiento a lo largo del periodo experimental se muestran en la Figura 11. Se observaron picos de emisión con respecto al control después de la aplicación de los tratamientos tanto en fondo como en cobertera. Tras la fertilización en fondo (22 y 23 noviembre), es la urea la que produce un aumento de la concentración de NH_4^+ y que comienza a disminuir tras su aplicación alcanzando niveles similares a los del control 2 meses después de su aplicación. Durante este periodo, en el tratamiento U la concentración media de NH_4^+ en el suelo fue de $8,0 \text{ mg N kg}^{-1}$ en comparación con el valor medio $2,6 \text{ mg N kg}^{-1}$ para el resto de los tratamientos y el control. También se puede observar un ligero aumento de la concentración de NH_4^+ aproximadamente un mes después de la aplicación del tratamiento E+U alcanzó valores de $7,4 \text{ mg N kg}^{-1}$ (19 diciembre). Este aumento podría atribuirse a la mineralización del N orgánico, favorecida por la humedad del suelo tras las precipitaciones caídas desde su aplicación (135 mm, Figura 9).

Después de la fertilización en cobertera (21 marzo), los valores máximos de NH_4^+ se detectaron en abril, en los tratamientos Pu+U, E+U y U, con concentraciones de 92,4, 59,7 y 53,2 mg N kg^{-1} , respectivamente. En estos tratamientos se observó una mayor concentración de NH_4^+ en el suelo cuanto mayor fue la dosis de N aplicada en forma de urea Tabla 4. Posteriormente, las concentraciones disminuyeron progresivamente hasta alcanzar valores similares a los del control entre 20 días y un mes después de su aplicación. Este descenso en las concentraciones de NH_4^+ pudo deberse en parte a la nitrificación del NH_4^+ a NO_3^- , ya que como señalan Wang et al. (2023) este proceso se ve estimulado por condiciones de humedad intermedia del suelo.

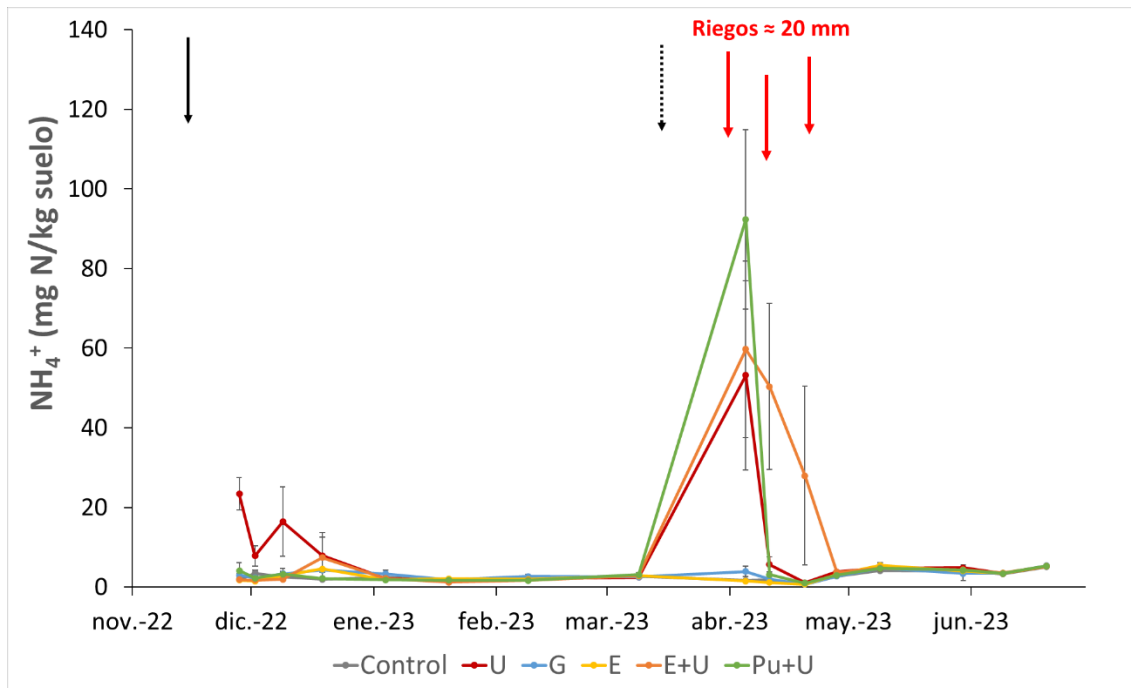


Figura 11. Evolución temporal del contenido de NH_4^+ . La flecha negra continua vertical indica la fertilización en fondo (22 y 23 noviembre) de todos los tratamientos (U, G, E, E+U y Pu+U) y la flecha negra punteada indica la fertilización en cobertera (21 marzo) de gallinaza (G) y urea (U, E+U y Pu+U). Las barras verticales indican el error estándar de los valores promedio ($n = 3$). Tratamientos aplicados: Control: sin fertilización N; U: urea dosificada según el N requerido y aplicada en fondo y en cobertera; G: gallinaza dosificada según el N requerido y aplicada en fondo y en cobertera; E: estiércol ovino dosificado según el N requerido y aplicado en fondo; E+U: estiércol ovino dosificado según el P requerido y aplicado en fondo más urea en cobertera para completar las necesidades de N; Pu+U: purín de cerdo dosificado según el P requerido y aplicado en fondo, más urea en cobertera para completar las necesidades de N.

Fuente: elaboración propia

Estos máximos coinciden con la aplicación de urea en los tratamientos U (fondo y cobertera), E+U y Pu+U (cobertera). La urea es una fuente de N altamente disponible que se transforma rápidamente en NH_4^+ por hidrólisis (Espindula et al., 2020). Además, su aplicación en cobertera (aplicando mayores dosis de N que en fondo) y los riegos registrados en abril pudieron favorecer la mayor solubilización y retención del NH_4^+ en

el suelo. En cuanto la concentración media de NH_4^+ durante todo el ensayo, los tratamientos E+U, Pu+U y U presentaron valores significativamente más elevados que el resto de los tratamientos, sin diferencias significativas entre ellos (Tabla 5).

Tabla 5. Valores promedio de NH_4^+ y NO_3^- a lo largo del ensayo. Letras distintas en cada columna indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos aplicando el test LSD. Los valores son medias ($n = 3$) \pm error estándar.

Tratamientos	NH_4^+ promedio (mg N kg^{-1})	NO_3^- promedio (mg N kg^{-1})
Control	2,66 \pm 0,02 b	4,49 \pm 0,79 d
U	9,22 \pm 1,60 a	13,04 \pm 0,53 a
G	3,12 \pm 0,21 b	6,43 \pm 0,47 cd
E	2,76 \pm 0,21 b	6,11 \pm 0,71 cd
E+U	11,29 \pm 1,61 a	9,32 \pm 0,94 b
Pu+U	8,68 \pm 1,29 a	7,99 \pm 0,58 c
P - value	0,000	0,000

Fuente: elaboración propia

Al igual que para el NH_4^+ , las concentraciones de NO_3^- en suelo (Figura 12) aumentaron tras la aplicación de los fertilizantes tanto en fondo y como en cobertera. Tras la fertilización en fondo (22 y 23 de noviembre) todos los tratamientos (mineral y orgánicos) aumentaron la concentración de NO_3^- en el suelo con respecto al control, disminuyendo hasta valores similares a este, 15 días después de su aplicación para los abonos orgánicos y 2 meses después para el tratamiento mineral U. Durante este periodo, se detectó el valor más alto en el tratamiento U (42,7 mg N kg^{-1}) 10 días después de su aplicación. Además, los tratamientos U y E presentaron los valores medios de NO_3^- más altos (16,2 y 10,1 mg N kg^{-1}) en comparación con el valor medio del resto de tratamientos y el control (6,5 mg N kg^{-1}). Este aumento con respecto a las concentraciones del control se debió a la nitrificación del NH_4^+ , procedente tanto de la hidrólisis de la urea en U, como de la mineralización de los abonos orgánicos (E, E+U, G y Pu+U). El tratamiento E fue el abono orgánico que presentó mayores concentraciones medias de NO_3^- en el suelo, ya que fue el que aportó la mayor dosis de N en fondo (120 kg N ha^{-1} frente a 20, 48 y 15 kg N ha^{-1} en los tratamientos E+U, G y Pu+U, respectivamente).

Tras la fertilización en cobertera (21 marzo), se registró un aumento en las concentraciones de NO_3^- respecto al control en todos los tratamientos, excepto en E, en

el que no se aplicó N en este periodo. El valor máximo de NO_3^- en el suelo se detectó a mediados de abril en el tratamiento E+U, con una concentración de $46,2 \text{ mg N kg}^{-1}$, seguido de Pu+U y U, con $26,8$ y $23,1 \text{ mg N kg}^{-1}$, respectivamente. Las mayores concentraciones observadas en los tratamientos orgánicos respecto al mineral podrían atribuirse tanto a la mineralización del N acumulado en formas orgánicas como a la nitrificación del amonio liberado tras la hidrólisis de la urea aplicada (dosis más elevadas en los fertilizantes orgánicos (Tabla 4). Esta mineralización pudo verse favorecida por los riegos aplicados en abril y por el aporte de fuentes de N lábil, que induce el denominado “efecto priming” (Daly et al. 2024). Al igual que ocurrió en el NH_4^+ , a partir de este momento las concentraciones medias de NO_3^- disminuyeron progresivamente hasta final del ensayo, alcanzando valores similares a los del control. Esta disminución pudo deberse a varias razones interrelacionadas. Por una parte, durante la fase crítica de llenado de grano, la demanda de N por parte del cultivo es muy alta, lo que provoca una absorción del NO_3^- disponible en el suelo (Sharma et al., 2023). Por otra parte, las precipitaciones registradas entre finales de mayo y principios de junio (Figura 9) pudieron favorecer la lixiviación de NO_3^- , especialmente durante eventos de lluvia intensa (100 mm entre los meses de mayo y junio a los que hay que añadir 60 mm en los riegos de abril), que construyen el principal factor de pérdida de nitratos en cultivos cerealeros (Tamagno et al., 2022). Por último, aunque el contenido medio de agua no era excesivo, los riegos y las lluvias pudieron generar micrositos con elevada humedad, que, según Robertson et al. (2023), crean condiciones anóxicas que favorecen la desnitrificación y la pérdida de NO_3^- en forma de gases (NO , N_2O o N_2).

Los contenidos promedio de NO_3^- fueron mayores significativamente en el tratamiento U, seguido por E+U ($P < 0,05$). Ambos presentaron valores superiores al resto de tratamientos. El tratamiento Pu+U mostró un valor intermedio, mientras que el tratamiento G, E y el control registraron los niveles más bajos, sin diferencias significativas entre ellos (Tabla 5).

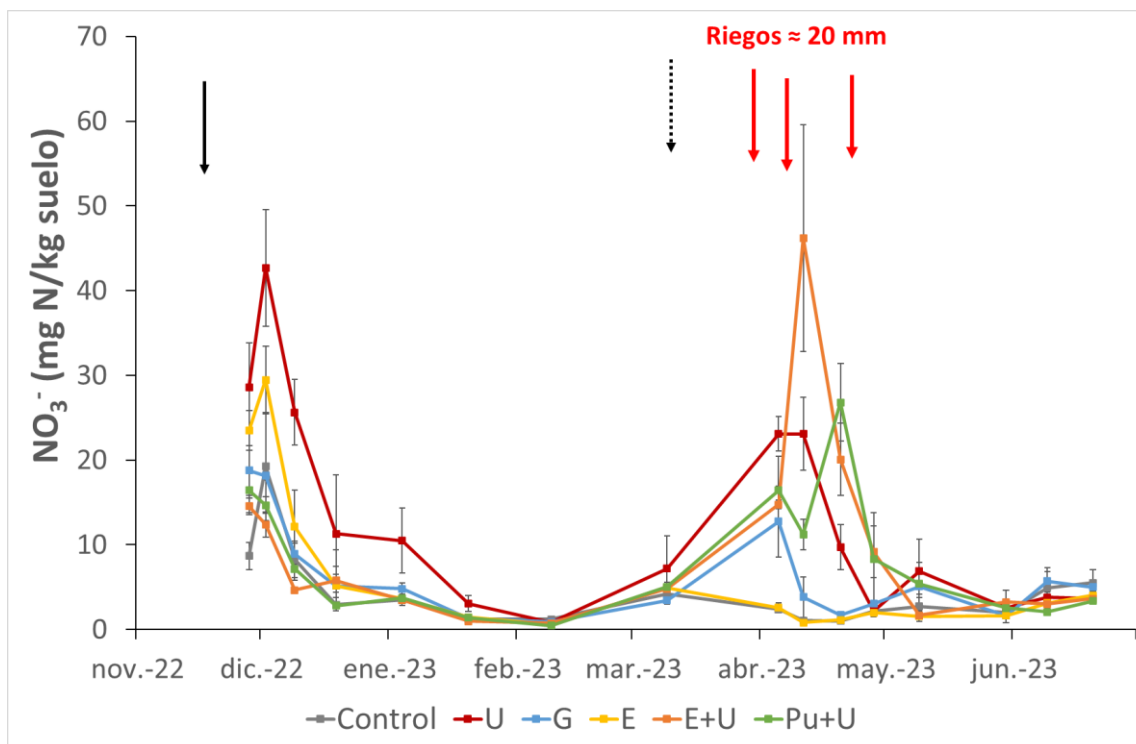


Figura 12. Evolución temporal del contenido de NO_3^- . La flecha negra continua vertical indica la fertilización en fondo (22 y 23 noviembre) de todos los tratamientos (U, G, E, E+U y Pu+U) y la flecha negra punteada indica la fertilización en cobertera (21 marzo) de gallinaza (G) y urea (U, E+U y Pu+U). Las barras verticales indican el error estándar de los valores promedio ($n = 3$). Tratamientos aplicados: Control: sin fertilización N; U: urea dosificada según el N requerido y aplicada en fondo y en cobertera; G: gallinaza dosificada según el N requerido y aplicada en fondo y en cobertera; E: estiércol ovino dosificado según el N requerido y aplicado en fondo; E+U: estiércol ovino dosificado según el P requerido y aplicado en fondo más urea en cobertera para completar las necesidades de N; Pu+U: purín de cerdo dosificado según el P requerido y aplicado en fondo, más urea en cobertera para completar las necesidades de N.

Fuente: elaboración propia

2.2. Evolución del carbono orgánico disuelto (COD)

Los contenidos medios diarios de COD a lo largo del ensayo se muestran en la Figura 13. Las concentraciones más altas de COD se detectaron en el mes de marzo en todos los tratamientos, incluso en el control (los valores oscilaron entre 35,6 y 60,4 mg C kg^{-1}), antes de la fertilización en cobertera. Se observó un descenso en los meses de abril y mayo en todos los tratamientos para volver a aumentar en el mes de junio. En cuanto al valor promedio de COD (Tabla 6), se observaron diferencias significativas entre los tratamientos ($P < 0,01$). El tratamiento G presentó la concentración más alta, significativamente superior al resto de tratamientos. Por el contrario, el tratamiento U mostró el valor más bajo, siendo significativamente inferior a G y E. Este aumento observado no solo con la aplicación de fertilizantes orgánicos, especialmente gallinaza y estiércol, sino también en el control sin fertilizar podría estar asociado por una parte al

aumento de la temperatura (temperatura media en el mes de marzo de 11°C con respecto a 5°C en el mes de febrero, Figura 9) que favoreció la actividad microbiana y la mineralización de la materia orgánica endógena del suelo. Por otra parte, en los tratamientos con fertilizantes orgánicos, el aporte de C orgánico lábil pudo intensificar este proceso, en un efecto similar al denominado “priming” para el N, en el que la adición de fuentes fácilmente mineralizables estimula la descomposición de la materia orgánica del suelo (Daly et al., 2024). En este sentido, autores como Qiu et al. (2016) encontraron que la adición de enmiendas orgánicas puede inducir un efecto priming positivo, aumentando el contenido de carbono orgánico del suelo en aproximadamente 59 mg C kg⁻¹, mientras que la aplicación de urea sola provoca una acelerada mineralización de la materia orgánica, con pérdidas netas de -62 mg C kg⁻¹. Hamer et al. (2009) observaron aumentos de hasta un 17% en la mineralización del carbono orgánico del suelo tras la aplicación de urea con respecto a un control sin fertilizar, así como pérdidas netas significativas de COD en suelos fertilizados únicamente con nitrógeno inorgánico.

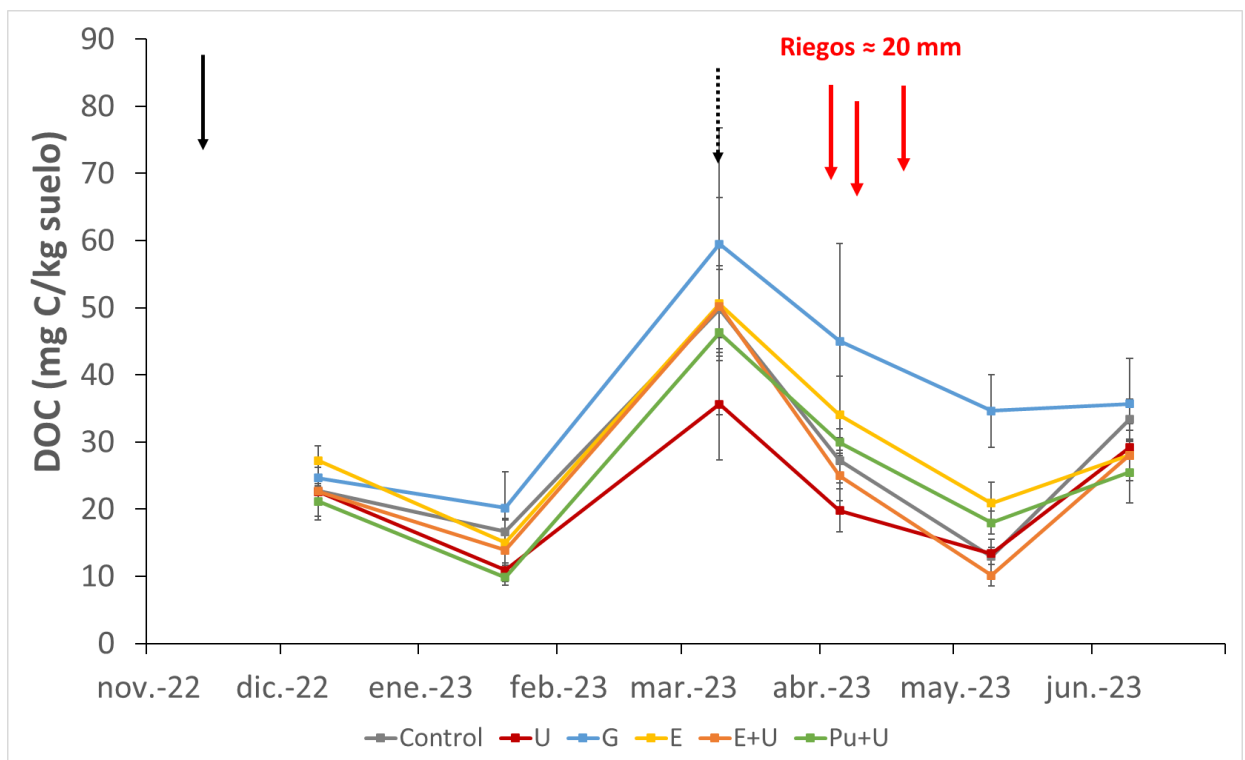


Figura 13. Evolución temporal del contenido de carbono orgánico disuelto (COD). La flecha negra continua vertical indica la fertilización en fondo (22 y 23 noviembre) de todos los tratamientos (U, G, E, E+U y Pu+U) y la flecha negra punteada indica la fertilización en cobertura (21 marzo) de gallinaza (G) y urea (U, E+U y Pu+U). Las barras verticales indican el error estándar de los valores promedio (n = 3). Tratamientos aplicados: Control: sin fertilización N; U: urea dosificada según el N requerido y aplicada en fondo y en cobertura; G: gallinaza dosificada según el N requerido y

aplicada en fondo y en cobertera; E: estiércol ovino dosificado según el N requerido y aplicado en fondo; E+U: estiércol ovino dosificado según el P requerido y aplicado en fondo más urea en cobertera para completar las necesidades de N; Pu+U: purín de cerdo dosificado según el P requerido y aplicado en fondo, más urea en cobertera para completar las necesidades de N.

Fuente: elaboración propia

Tabla 6. Valores promedio de carbono orgánico disuelto (COD) a lo largo del ensayo. Letras distintas en cada columna indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos aplicando el test LSD. Los valores son medias ($n = 3$) \pm error estándar.

Tratamientos	COD promedio (mg C/kg suelo)
Control	25,58 \pm 1,77 bc
U	21,91 \pm 0,83 c
G	36,95 \pm 2,44 a
E	29,29 \pm 2,10 b
E+U	24,98 \pm 3,07 bc
Pu+U	25,12 \pm 0,51 bc
P - value	0,003

Fuente: elaboración propia

2.3. Evolución del fósforo asimilable

Las concentraciones de fósforo asimilable a lo largo del ensayo se muestran en la Figura 14. Los valores máximos registrados a principios de marzo (antes de la fertilización en cobertera) correspondieron a los tratamientos U (34,7 mg P kg^{-1}) y E (32,1 mg P kg^{-1}). Este incremento podría estar relacionado con una reactivación de la mineralización del fósforo residual proveniente de la fertilización de fondo realizada en noviembre, favorecida por el aumento progresivo de la temperatura en este periodo. Por otro lado, el tratamiento EU alcanzó su máximo a principios de abril, con una concentración de 33,7 mg P kg^{-1} , coincidiendo con la aplicación de la fertilización de cobertera (21 de marzo), el primer riego (3 de abril) y el aumento de las temperaturas (15°C de media en el mes de abril). Además, en los tratamientos con enmiendas orgánicas, la liberación gradual de P a partir de la descomposición de la materia orgánica pudo contribuir a mantener concentraciones relativamente altas en el suelo durante las primeras semanas tras la fertilización y a lo largo de la fase de llenado de grano, tal y como se ha observado en suelos mediterráneos (Telo da Gama et al., 2021). Posteriormente, los niveles de fósforo

asimilable disminuyeron en todos los tratamientos hasta alcanzar valores similares a los del control, posiblemente por la absorción por parte del cultivo o por inmovilización en el suelo. De acuerdo con la Guía práctica de la fertilización del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 2009), para suelos de textura franca los valores entre 13-18 mg P kg⁻¹ se consideran valores medios y entre 19-30 mg P kg⁻¹, altos. Así, las concentraciones registradas en el ensayo (15-24 mg P kg⁻¹) se consideran medio-altas, lo que indica una adecuada disponibilidad de P para el cultivo. En cuanto al valor promedio de fósforo (

Tabla 7), el tratamiento E presentó el valor más alto, siendo significativamente superior al control y a Pu+U (P < 0,05). Los tratamientos U, G, E+U y Pu+U no mostraron diferencias significativas entre sí.

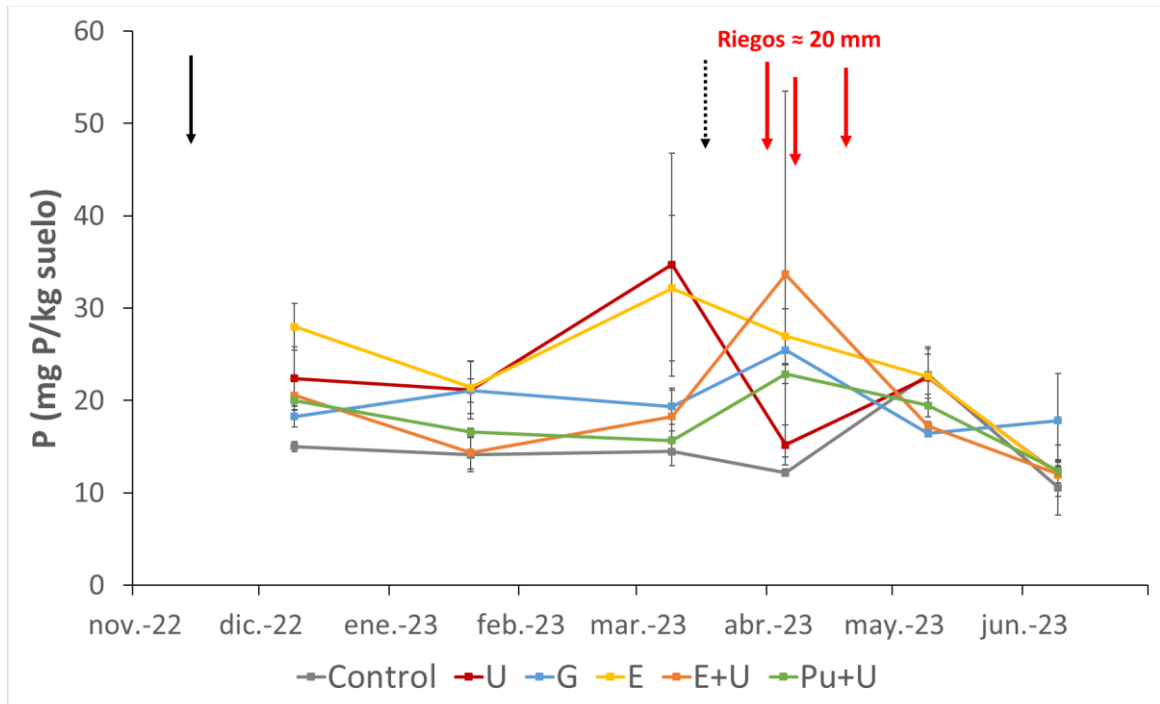


Figura 14. Evolución temporal del fósforo. La flecha negra continua vertical indica la fertilización en fondo (22 y 23 noviembre) de todos los tratamientos (U, G, E, E+U y Pu+U) y la flecha negra punteada indica la fertilización en cobertera (21 marzo) de gallinaza (G) y urea (U, E+U y Pu+U). Las barras verticales indican el error estándar de los valores promedio (n = 3). Tratamientos aplicados: Control: sin fertilización N; U: urea dosificada según el N requerido y aplicada en fondo y en cobertera; G: gallinaza dosificada según el N requerido y aplicada en fondo y en cobertera; E: estiércol ovino dosificado según el N requerido y aplicado en fondo; E+U: estiércol ovino dosificado según el P requerido y aplicado en fondo más urea en cobertera para completar las necesidades de N; Pu+U: purín de cerdo dosificado según el P requerido y aplicado en fondo, más urea en cobertera para completar las necesidades de N.

Fuente: elaboración propia

Tabla 7. Valores promedio de fósforo a lo largo del ensayo. Letras distintas en cada columna indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos aplicando el test LSD. Los valores son medias ($n = 3$) \pm error estándar.

Tratamientos	Fósforo promedio (mg P/kg suelo)
Control	14,86 \pm 1,62 c
U	21,33 \pm 1,67 ab
G	19,73 \pm 0,78 ab
E	23,85 \pm 1,68 a
E+U	19,35 \pm 2,04 abc
Pu+U	17,68 \pm 0,07 bc
P - value	0,017

Fuente: elaboración propia

2.4. Evolución de la conductividad eléctrica (CE)

La conductividad eléctrica osciló entre 85 y 165 $\mu\text{S cm}^{-1}$ durante el ensayo (Tabla 8), sin diferencias significativas entre tratamientos (p -value = 0,8). Estos valores se mantuvieron por debajo del umbral considerado para suelos no salinos (4000 $\mu\text{S cm}^{-1}$), según los criterios establecidos en el manual *Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas para riego* del MAPA (2012), lo que indica que la salinidad no presentó un factor limitante para el desarrollo del cultivo.

Tabla 8. Valores promedio de conductividad eléctrica a lo largo del ensayo. Los valores son medias ($n = 3$) \pm error estándar.

Tratamientos	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
Control	115,3 \pm 8,4
U	116,8 \pm 2,2
G	120,0 \pm 4,9
E	128,1 \pm 11,3
E+U	119,0 \pm 1,1
Pu+U	120,1 \pm 6,1
P - value	0,800

Fuente: elaboración propia

3. Evolución de las emisiones de N_2O y otros GEI

Los flujos diarios de N_2O se muestran en la Figura 15. Se registraron aumentos en las emisiones de N_2O tras las fertilizaciones de fondo y cobertera. Después de la fertilización en fondo (22 y 23 noviembre), el 14 de diciembre se detectaron picos de emisión en los

tratamientos U ($1,74 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) y E ($1,71 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). En el caso del tratamiento U, estas emisiones podrían estar asociadas con la hidrólisis de la urea y, en consecuencia, con las mayores concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- observadas para este tratamiento en ese periodo (Figura 11 y Figura 12), lo que proporcionó una fuente de N fácilmente disponible para los procesos de nitrificación y desnitrificación. Además, en este periodo los valores de WFPS se encontraron entre el 50-60 %, condiciones favorables para ambos procesos tal como señalan Bastos et al. (2021), aunque puedan prevalecer los procesos de nitrificación (Pilegaard, 2013). Resultados similares han sido descritos en otros estudios, en los que la aplicación de urea produjo aumentos en las emisiones de N_2O (Cowan et al., 2019; Jiang et al., 2024). En el caso del estiércol de ovino, fue el tratamiento que mayores dosis de N aportó en fondo (120 kg N ha^{-1} , Tabla 4) y su mineralización pudo verse activada por la humedad del suelo.

Trece y veintiún días después de la fertilización en cobertera (21 de marzo), también se detectaron picos de emisión en los tratamientos G ($1,08 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), E+U ($1,03 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) y Pu+U ($0,77 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Estos picos de emisión coincidieron con la aplicación de gallinaza y urea, acompañada de rehumectación del suelo como consecuencia de riegos que permitieron pasar de valores de WFPS menores al 10% a cercanos al 50%. Estudios previos como los realizados por Montoya et al. (2022), Leitner et al. (2017) y Vázquez et al. (2020) han vinculado las emisiones de N_2O a periodos de rehumectación del suelo. Los tratamientos aplicados no solo aportaron N, sino también carbono orgánico fácilmente metabolizable, especialmente en el caso del tratamiento G, como se muestra en la Figura 13. Según Li et al. (2017), la combinación de N, C y agua favorece la aparición de los denominados “hot moments”, es decir, periodos breves pero intensos de emisión de N_2O ; Yang et al. (2025) también destacaron la influencia de parámetros como NH_4^+ , COD y WFPS en la dinámica de emisión de N_2O . Las correlaciones significativas en este ensayo entre las emisiones de N_2O y los contenidos de NH_4^+ ($r = 0,42$, $n = 35$, $P < 0,05$), COD ($r = 0,35$, $n = 34$, $P < 0,05$) y WFPS ($r = 0,34$, $n = 34$, $P < 0,05$) así lo confirman. Las emisiones de N_2O hasta final del ensayo se mantuvieron bajas en todos los tratamientos (entre $-0,3$ y $0,21 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), de forma que, junto a los valores bajos de NO_3^- , pudo haber tenido lugar procesos de

lixiviación, como consecuencia de las precipitaciones de mayo-junio, o una absorción óptima del N por parte de las plantas.

En cuanto a las emisiones acumuladas de N_2O durante el ensayo, el análisis estadístico mostró diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$), siendo el tratamiento U el que mostró un valor más alto y el control, que no recibió fertilización nitrogenada, el valor más bajo (Tabla 9). Estos resultados coinciden con lo observado en estudios previos como el de Guardia et al. (2017) y sugieren que el uso de fuentes orgánicas o combinadas puede contribuir a reducir las pérdidas de N en forma de N_2O , en comparación con el uso exclusivo de fertilizantes sintéticos como la urea. En este sentido, autores como Oldfield et al. (2019) y Canisares et al. (2021) han destacado la importancia del aporte de materia orgánica para una lenta liberación de N y reducir así sus pérdidas en comparación con la fertilización sintética.

Tabla 9. Emisiones acumuladas de N_2O , CO_2 y CH_4 . Letras distintas en la primera columna indica diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos aplicando el test LSD. Los valores son medias ($n = 3$) \pm error estándar.

Tratamientos	Flujo acumulado N_2O (mg N- N_2O m^{-2})	Flujo acumulado CO_2 (g C- CO_2 m^{-2})	Flujo acumulado CH_4 (mg C- CH_4 m^{-2})
Control	8,59 \pm 3,25 c	170,0 \pm 19,8	-49,64 \pm 13,58
U	42,99 \pm 6,42 a	215,7 \pm 34,6	-35,22 \pm 10,49
G	29,52 \pm 3,80 b	212,6 \pm 11,5	-26,78 \pm 5,56
E	29,51 \pm 6,50 b	171,4 \pm 34,4	-52,20 \pm 17,38
E+U	26,11 \pm 3,05 b	255,5 \pm 28,5	-28,31 \pm 27,62
Pu+U	28,01 \pm 3,05 b	169,2 \pm 12,5	-7,14 \pm 26,51
P - value	0,006	0,167	0,576

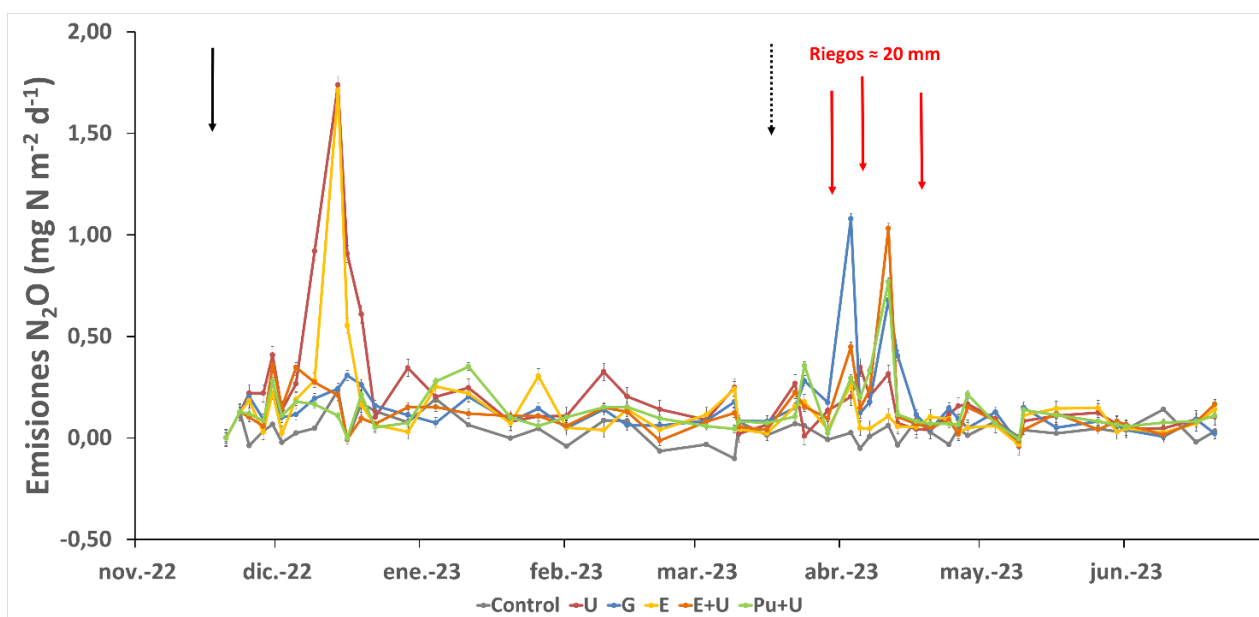


Figura 15. Emisiones diarias de N_2O en cada uno de los seis tratamientos. La flecha negra continua vertical indica la fertilización en fondo (22 y 23 noviembre) de todos los tratamientos (U, G, E, E+U y Pu+U) y la flecha negra punteada indica la fertilización en cobertura (21 marzo) de gallinaza (G) y urea (U, E+U y Pu+U). Las barras verticales indican el error estándar de los valores promedio ($n = 3$). Tratamientos aplicados: Control: sin fertilización N; U: urea dosificada según el N requerido y aplicada en fondo y en cobertura; G: gallinaza dosificada según el N requerido y aplicada en fondo y en cobertura; E: estiércol ovino dosificado según el N requerido y aplicado en fondo; E+U: estiércol ovino dosificado según el P requerido y aplicado en fondo más urea en cobertura para completar las necesidades de N; Pu+U: purín de cerdo dosificado según el P requerido y aplicado en fondo, más urea en cobertura para completar las necesidades de N.

Fuente: elaboración propia.

Los flujos diarios de CO_2 , a lo largo de todo el ensayo se pueden observar en la Figura 16. Las emisiones más altas se detectaron en abril en los tratamientos U, E+U, G y E (valores promedio diarios entre $6,3$ y $6,7$ $g\ C-CO_2\ m^{-2}\ d^{-1}$), coincidiendo con la fertilización de cobertura, el aumento de las temperaturas y mayor humedad del suelo tras varios eventos de riego. Estos flujos de emisión de CO_2 mostraron correlaciones significativas con las emisiones de N_2O ($r = 0,31$, $n = 32$, $P < 0,05$), COD ($r = 0,37$, $n = 31$, $P < 0,05$) y NO_3^- ($r = 0,42$, $n = 35$, $P < 0,05$).

Estos picos pueden atribuirse a la activación de la respiración microbiana del suelo, provocada por la adición de C lábil tras la fertilización (Meijide et al., 2010), tal y como demuestran los mayores valores promedio de COD (Figura 13) y la correlación significativa entre CO_2 y COD. La rehumectación del suelo como consecuencia de los riegos también pudo haber influido en este incremento de las emisiones de CO_2 , tal y

como describen autores como Barnard et al. (2020), así como el aumento de la temperatura del suelo (Figura 8), tal y como mencionan autores como Li et al. (2022).

Por otro lado, en cuanto a los flujos acumulados de CO_2 (Tabla 9), no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P > 0,05$). Sin embargo, el tratamiento E+U presentó el mayor valor acumulado, seguido de U y G. En estudios previos, Pasvadoglou et al. (2023) observaron que la combinación de estiércol y urea incrementó los flujos de CO_2 hasta niveles similares a los de la aplicación exclusiva de urea, y superiores al control, mientras que Olaley et al. (2020) demostraron que dicha combinación promueve una mayor descomposición microbiana, generando emisiones acumuladas de CO_2 superiores a las obtenidas con la aplicación única de urea o estiércol.

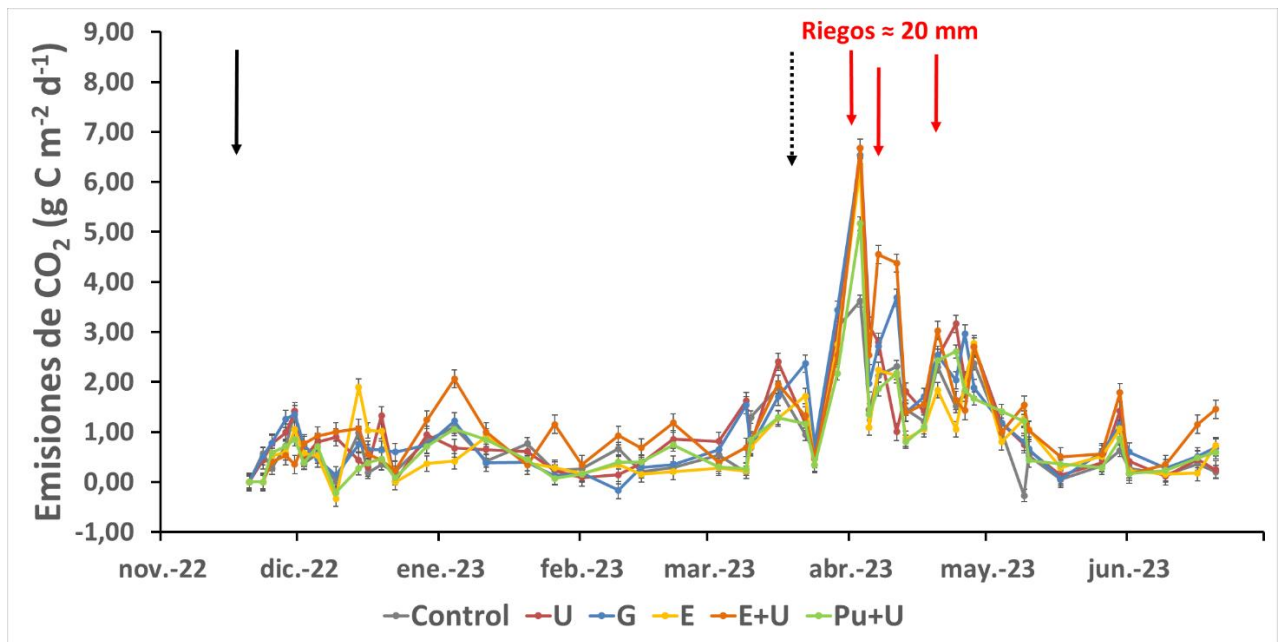


Figura 16. Emisiones diarias de CO_2 en cada uno de los seis tratamientos. La flecha negra continua vertical indica la fertilización en fondo (22 y 23 noviembre) de todos los tratamientos (U, G, E, E+U y Pu+U) y la flecha negra punteada indica la fertilización en cobertera (21 marzo) de gallinaza (G) y urea (U, E+U y Pu+U). Las barras verticales indican el error estándar de los valores promedio ($n = 3$). Tratamientos aplicados: Control: sin fertilización N; U: urea dosificada según el N requerido y aplicada en fondo y en cobertera; G: gallinaza dosificada según el N requerido y aplicada en fondo y en cobertera; E: estiércol ovino dosificado según el N requerido y aplicado en fondo; E+U: estiércol ovino dosificado según el P requerido y aplicado en fondo más urea en cobertera para completar las necesidades de N; Pu+U: purín de cerdo dosificado según el P requerido y aplicado en fondo, más urea en cobertera para completar las necesidades de N.

Fuente: elaboración propia.

En cuanto a los flujos diarios de CH_4 (Figura 17), oscilaron entre $-3,3 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $1,5 \text{ mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. En cuanto a las emisiones acumuladas de CH_4 , no hubo diferencias significativas ($P > 0,05$) entre tratamientos (Tabla 9), confirmando así que el suelo en todos los tratamientos actuó como sumidero neto de CH_4 . A pesar de no mostrar diferencias significativas ($P > 0,05$) entre tratamientos fertilizados y el control, hubo correlación negativa significativa de CH_4 con NH_4^+ ($r = -0,38$, $n = 32$, $P < 0,05$), y positiva con N_2O ($r = 0,62$, $n = 35$, $P < 0,001$), COD ($r = 0,32$, $n = 32$, $P < 0,05$) y NO_3^- ($r = 0,34$, $n = 32$, $P < 0,05$). En otros estudios previos, se ha observado que el aporte de N puede inhibir la actividad de las bacterias metanotróficas responsables de la oxidación del CH_4 (Zhang et al., 2012), mientras que Guardia et al. (2023) encontraron una correlación positiva entre las emisiones de N_2O y CH_4 , al igual que en nuestro estudio, apoyando así la relación negativa entre la disponibilidad de N mineral y el consumo de CH_4 por los metanotrofos. Los resultados de nuestro ensayo, con la ausencia de diferencias significativas entre control y tratamientos fertilizados y la correlación negativa entre CH_4 y NH_4^+ , indican que, además de la presencia de estas formas nitrogenadas fácilmente disponible para las plantas capaces de inhibir la oxidación de CH_4 , intervienen otros factores biológicos y ambientales en estas emisiones. En este sentido, Voigt et al. (2023) señalan que el efecto del N puede depender del tipo de bacterias metanotróficas presentes en el suelo y de las condiciones ambientales, pudiendo la adición de N aumentar, mantener o reducir la capacidad del suelo para consumir CH_4 .

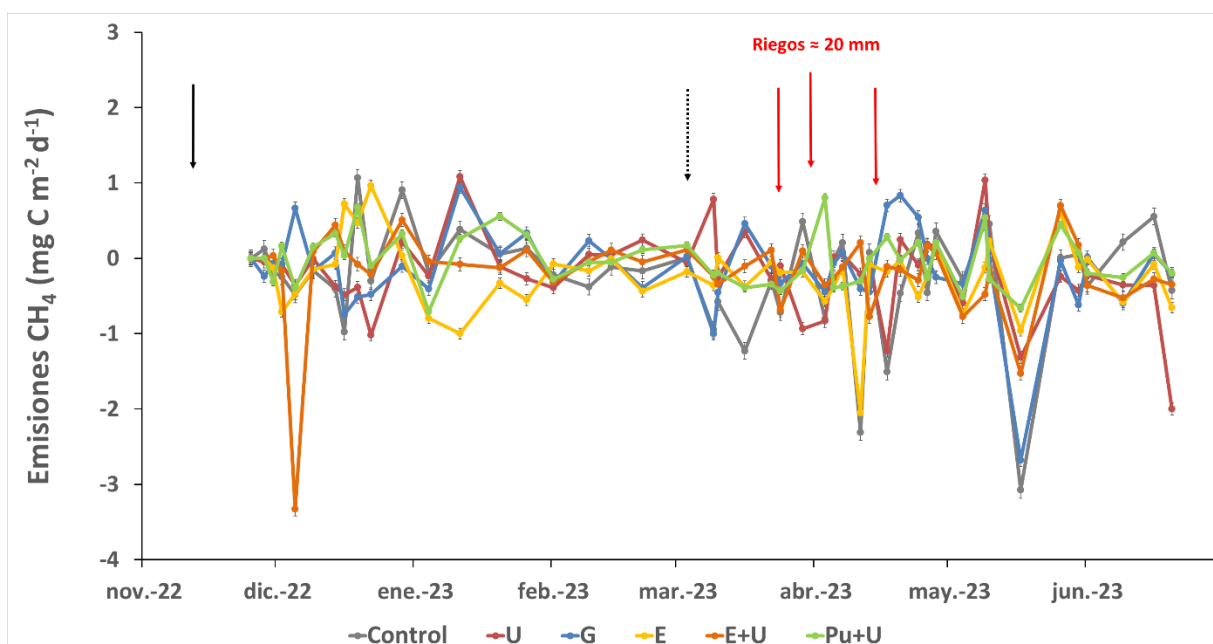


Figura 17. Emisiones diarias de CH_4 en cada uno de los seis tratamientos. La flecha negra continua vertical indica la fertilización en fondo (22 y 23 noviembre) de todos los tratamientos (U, G, E, E+U y Pu+U) y la flecha negra punteada indica la fertilización en cobertera (21 marzo) de gallinaza (G) y urea (U, E+U y Pu+U). Las barras verticales indican el error estándar de los valores promedio ($n = 3$). Tratamientos aplicados: Control: sin fertilización N; U: urea dosificada según el N requerido y aplicada en fondo y en cobertera; G: gallinaza dosificada según el N requerido y aplicada en fondo y en cobertera; E: estiércol ovino dosificado según el N requerido y aplicado en fondo; E+U: estiércol ovino dosificado según el P requerido y aplicado en fondo más urea en cobertera para completar las necesidades de N; Pu+U: purín de cerdo dosificado según el P requerido y aplicado en fondo, más urea en cobertera para completar las necesidades de N.

Fuente: elaboración propia.

4. Producción y N mineral en trigo.

Los rendimientos y el contenido de N en grano y biomasa aérea se muestran en la Tabla 10. Se observaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos en el rendimiento en grano, así como en el contenido de N en grano y en biomasa aérea. En cuanto a rendimiento del grano, no hubo diferencias significativas entre tratamientos fertilizados, indicando que la ausencia de fertilización fue limitante. Por otro lado, aunque el rendimiento en biomasa total no mostró diferencias significativas ($P > 0,05$), se evidenció una tendencia similar al rendimiento de grano, con valor promedio más bajo en el control y valores en los tratamientos fertilizados entre $7,43$ y $10,01 \text{ Mg ha}^{-1}$ (E y Pu+U, respectivamente).

Respecto al contenido de N en grano, E+U fue el tratamiento que presentó un valor significativamente más alto, seguido de los tratamientos Pu+U, U y G. Estas fuentes, con

mayor disponibilidad de N después de la fertilización de urea en cobertera, favorecieron una mayor acumulación del N en el grano. Esta diferencia indica que las fuentes de N mineral, o su combinación con materia orgánica, promueven un mayor contenido de N frente al uso exclusivo de estiércol sólido. En cuanto al contenido de N en biomasa aérea, el tratamiento E presentó valor promedio significativamente inferior ($P < 0,05$) a los tratamientos U y Pu+U, e inferior a E+U y G, pero en este caso sin mostrar diferencias significativas. Estos resultados reflejan una mayor absorción de N por la biomasa aérea con la combinación de fertilizantes minerales y orgánicos (E+U, Pu+U) o con la aplicación de urea únicamente. Khaliq et al. (2024) observaron que la integración de fuentes minerales con enmiendas orgánicas mejoraba significativamente la productividad del cultivo. Por su parte, Zhou et al. (2022) concluyeron que sustituir parcialmente el fertilizante mineral por enmiendas orgánicas podía aumentar el rendimiento del trigo en comparación con el uso exclusivo de fertilización mineral.

Tabla 10. Rendimientos y absorción de N de biomasa y grano en cada uno de los tratamientos. Los valores son medias ($n = 3$) \pm error estándar. Las letras distintas en cada columna indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos aplicando el test LSD.

Tratamientos	Rendimiento grano trillado (Mg ha^{-1})	Rendimiento biomasa total (Mg ha^{-1})	Contenido de N en grano (%)	Contenido de N en biomasa (%)
Control	1,92 \pm 0,09 b	4,52 \pm 0,57	1,20 \pm 0,10 cd	0,23 \pm 0,01 b
U	3,95 \pm 0,36 a	9,18 \pm 1,38	1,70 \pm 0,12 bc	0,35 \pm 0,04 a
G	3,59 \pm 0,42 a	8,17 \pm 1,08	1,43 \pm 0,11 cd	0,27 \pm 0,04 ab
E	3,07 \pm 0,24 a	7,43 \pm 0,72	1,11 \pm 0,05 d	0,20 \pm 0,05 b
E+U	4,06 \pm 0,41 a	9,42 \pm 1,41	1,84 \pm 0,06 a	0,31 \pm 0,01 ab
Pu+U	3,96 \pm 0,51 a	10,01 \pm 1,65	1,78 \pm 0,11 ab	0,35 \pm 0,03 a
P-value	0,010	0,069	0,001	0,044

Fuente: elaboración propia.

5. Conclusiones

Los resultados obtenidos han confirmado parcialmente las hipótesis planteadas permitiendo destacar las siguientes conclusiones:

- En cuanto a los patrones de emisión:
 - La aplicación de urea provocó picos de N_2O después de su aplicación en fondo asociados a procesos de nitrificación y desnitrificación, incluso después de su aplicación en cobertera cuando se utilizó de forma complementaria con estiércol ovino o purín de cerdo.
 - En los tratamientos con estiércol ovino y gallinaza se detectaron picos de N_2O favorecidos por la humedad del suelo tras su aplicación; y estas emisiones fueron sostenidas en el tiempo debido a la liberación gradual de N asociada a la mineralización de la materia orgánica.
- Todos los tratamientos orgánicos, incluso los combinados con urea redujeron las emisiones acumuladas de N_2O respecto a la aplicación exclusiva de urea, sin observarse diferencias significativas en las emisiones de CO_2 y CH_4 .
- Los fertilizantes orgánicos mejoraron la calidad del suelo, aumentar el contenido de carbono orgánico disuelto y de fósforo asimilable en momentos de alta demanda de este nutriente por parte del cultivo.
- El aporte de fertilizantes orgánicos permitió mantener los rendimientos del trigo (biomasa total y grano) alcanzados con el uso exclusivo de urea. Además, las combinaciones de urea con estiércol ovino o purín de cerdo.
- La fertilización orgánica dosificada en función de las necesidades de fósforo, complementada con urea para cubrir las necesidades de nitrógeno, se presenta como una estrategia prometedora para reducir las emisiones de N_2O y, en las condiciones del estudio, mejorar la eficiencia en el uso del nitrógeno.

BIBLIOGRAFÍA

Abalos, D., Sanchez-Martin, L., Garcia-Torres, L., Van Groenigen, J. W., & Vallejo, A. (2014). Management of irrigation frequency and nitrogen fertilization to mitigate GHG and NO emissions from drip-fertigated crops. *Science of The Total Environment*, 490, 880-888. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.065>

Adeyemo, Adebayo. J., Akingbola, O. O., & Ojeniyi, S. O. (2019). Effects of poultry manure on soil infiltration, organic matter contents and maize performance on two contrasting degraded alfisols in southwestern Nigeria. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8(1), 73-80. <https://doi.org/10.1007/s40093-019-0273-7>

Aguilera, E., Lassaletta, L., Sanz-Cobena, A., Garnier, J., & Vallejo, A. (2013). The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 32-52. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.006>

Alho, C. F. B. V., Cardoso, A. da S., Alves, B. J. R., & Novotny, E. H. (2012). Biochar and soil nitrous oxide emissions. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 47, 722-725. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2012000500013>

Avila, J. P., Canul, R. P., & Sansores, A. C. (2002). Análisis del ciclo del nitrógeno en el medio ambiente con relación al agua subterránea y su efecto en los seres vivos. *Ingeniería*, 6(3), 73-81.

<https://www.redalyc.org/pdf/467/46760308.pdf>

Ballesteros, H. B., & Aristizabal, G. L. (2007). Información técnica sobre gases de efecto invernadero y el cambio climático. *Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM. Subdirección de Meteorología (Bogotá, Colombia)*. 96p.

Bastos, L. M., Rice, C. W., Tomlinson, P. J., & Mengel, D. (2021). Untangling soil-weather drivers of daily N₂O emissions and fertilizer management mitigation strategies in no-till corn. *Soil Science Society of America Journal*, 85(5), 1437-1447. <https://doi.org/10.1002/saj2.20292>

Bronson, K. F., Hunsaker, D. J., Williams, C. F., Thorp, K. R., Rockholt, S. M., Del Grosso, S. J., Venterea, R. T., & Barnes, E. M. (2018). Nitrogen Management Affects Nitrous Oxide Emissions under Varying Cotton Irrigation Systems in the Desert Southwest, USA. *Journal of Environmental Quality*, 47(1), 70-78. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.10.0389>

Canisares, L.P., Grove, J., Miguez, F., Poffenbarger, H., 2021. Long-term no-till increases soil nitrogen mineralization but does not affect optimal corn nitrogen fertilization practices relative to inversion tillage. *Soil Tillage Research* 213, 105080

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?pid=S0187-57792011000300343&script=sci_arttext

Cowan, N., Levy, P., Moring, A., Simmons, I., Bache, C., Stephens, A., Marinheiro, J., Brichet, J., Song, L., Pickard, A., McNeill, C., McDonald, R., Maire, J., Loubet, B., Voytkov, P., Sutton, M., & Skiba, U. (2019). Nitrogen use efficiency and N₂O and NH₃ losses attributed to three fertiliser types applied to an intensively managed silage crop. *Biogeosciences*, 16(23), 4731-4745. <https://doi.org/10.5194/bg-16-4731-2019>

Daly, E. J., Hernandez-Ramirez, G., Congreves, K. A., Clough, T., Voigt, C., Harris, E., Ruser, R., 2023. Soil organic nitrogen priming to nitrous oxide: A synthesis. *Soil Biology and Biochemistry*, 189, 109254. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109254>

Ding, W., Luo, J., Li, J., Yu, H., Fan, J., & Liu, D. (2013). Effect of long-term compost and inorganic fertilizer application on background N₂O and fertilizer-induced N₂O emissions from an intensively cultivated soil. *Science of The Total Environment*, 465, 115-124. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.020>

Espindula, M. C., Rodovalho, G. M., Marcolan, A. L., Barberena, I. M., Cipriani, H. N., & Araújo, L. F. B. de. (2020). Ammonia loss from protected urea in soil under different irrigation depths. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 43, e46764. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v43i1.46764>

Foltz, M. E., Kent, A. D., Koloutsou-Vakakis, S., & Zilles, J. L. (2021). Influence of rye cover cropping on denitrification potential and year-round field N₂O emissions. *Science of The Total Environment*, 765, 144295. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144295>

García-Velázquez, L., & Gallardo, A. (2017). El ciclo global del nitrógeno. Una visión para el ecólogo terrestre: *Ecosistemas*, 26(1), Article 1. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-1.02>

García-Gutiérrez, S., Guardia, G., Montoya, M., Vallejo, A., Cardenas, L.M., García-Marco, S., 2023. Dry rainfed conditions are key drivers of the effect of conservation tillage and a nitrification inhibitor on N fate and N₂O emissions: A field ¹⁵N tracing study. *Geoderma* 432, 116424. <https://doi:10.1016/j.geoderma.2023.116424>

Guardia, G., Cangani, M. T., Sanz-Cobena, A., Junior, J. L., & Vallejo, A. (2017). Management of pig manure to mitigate NO and yield-scaled N₂O emissions in an irrigated Mediterranean crop. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 238, 55-66. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.022>

Guardia, G., Vallejo, A., Cárdenas, L.M., Dixon, E.R., García-Marco, S., 2018. Fate of ¹⁵N-labelled ammonium nitrate with or without the new nitrification inhibitor DMP5A in an irrigated maize crop. *Soil Biology and Biochemistry* 116, 193–202. <https://doi:10.1016/j.soilbio.2017.10.013>

Hamer, U., Potthast, K., & Makeschin, F. (2009). Urea fertilisation affected soil organic matter dynamics and microbial community structure in pasture soils of Southern Ecuador. *Applied Soil Ecology*, 43(2-3), 226-233.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0929139309001462>

Hassan, M. U., Aamer, M., Mahmood, A., Awan, M. I., Barbanti, L., Seleiman, M. F., Bakhsh, G., Alkharabsheh, H. M., Babur, E., Shao, J., Rasheed, A., & Huang, G. (2022). Management Strategies to Mitigate N₂O Emissions in Agriculture. *Life*, 12(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/life12030439>

He T, Yuan J, Luo J, Wang W, Fan J, Liu D, Ding W. 2019. Organic fertilizers have divergent effects on soil N₂O emissions. *Biology and Fertility of Soils* 55:685–699. <https://doi.org/10.1007/s00374-019-01385-4>

Horn, M., Miller, P., Bugg, R., & Ingels, C. (1994). Selecting the right cover crop gives multiple benefits. *Hilgardia*, 48(5), 43-48.

Jiang, Y., Zhu, Y., Lin, W., & Luo, J. (2024). Urea Fertilization Significantly Promotes Nitrous Oxide Emissions from Agricultural Soils and Is Attributed to the Short-Term Suppression of Nitrite-Oxidizing Bacteria during Urea Hydrolysis. *Microorganisms*, 12(4), 685. <https://doi.org/10.3390/microorganisms12040685>

J. Wang, Q. Huang, Y. Li, X. Tu, Z. Chen, A.S. Elrys, *et al.* A shift from nitrification to denitrification-dominated N₂O emission in an acidic soil following organic amendment. *Biol. Fertil. Soils*, 59 (2023), pp. 117-122

Kaur, N., Kieffer, C., Ren, W., & Hui, D. (2023). How much is soil nitrous oxide emission reduced with biochar application? An evaluation of meta-analyses. *GCB Bioenergy*, 15(1), 24-37. <https://doi.org/10.1111/gcbb.13003>

Kaye, J. P., & Quemada, M. (2017). Using cover crops to mitigate and adapt to climate change. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(1), 4. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0410-x>

Khalique, A., Shehzad, M., Huma, M. K., Tahir, M. M., Javeed, H. M. R., Saeed, M. F., Jamal, A., Mihoub, A., Radicetti, E., & Mancinelli, R. (2024). Synergistic Effects of Urea, Poultry Manure, and Zeolite on Wheat Growth and Yield. *Soil Systems*, 8(1), Article 1. <https://doi.org/10.3390/soilsystems8010018>

Krom, M.D., 1980. Spectrophotometric determination of ammonia: a study of a modified Berthelot reaction using salicylate and dichloroisocyanurate. *Analyst* 105, 305–316. <https://doi:10.1039/AN9800500305>

Kuang, W., Gao, X., Tenuta, M., & Zeng, F. (2021). A global meta-analysis of nitrous oxide emission from drip-irrigated cropping system. *Global Change Biology*, 27(14), 3244-3256. <https://doi.org/10.1111/gcb.15636>

Leitner, S., Homyak, P. M., Blankinship, J. C., Eberwein, J., Jenerette, G. D., Zechmeister-Boltenstern, S., & Schimel, J. P. (2017). Linking NO and N₂O emission pulses with the mobilization of mineral and organic N upon rewetting dry soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 115, 461-466. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.005>

Li, M., Shimizu, M., Hatano, R., 2017. Evaluation of N₂O and CO₂ hot moments in managed grassland and cornfield, southern Hokkaido, Japan. *Catena* 133, 1-13.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.04.014>

Li, Z., Peng, Q., Dong, Y., He, Y., Yan, Z., Guo, Y., Qin, S., & Qi, Y. (2022). Response of soil respiration to water and nitrogen addition and its influencing factors: A four-year field experiment in a temperate steppe. *Plant and Soil*, 471(1-2), 427-442.

<https://doi.org/10.1007/s11104-021-05221-3>

Meijide A, Díez JA, Sánchez-Martín L, López-Fernández S, Vallejo A (2007) Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. *Agric Ecosyst Environ* 121:383–394

Mikhaylov, A., Moiseev, N., Aleshin, K., & Burkhardt, T. (2020). Global climate change and greenhouse effect. *Entrepreneurship and Sustainability Issues*, 7(4), 2897-2913.

[https://doi.org/10.9770/jesi.2020.7.4\(21\)](https://doi.org/10.9770/jesi.2020.7.4(21))

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2012). *Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas para riego*. Madrid, España: Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones.

Montoya, M., Juhanson, J., Hallin, S., García-Gutiérrez, S., García-Marco, S., Vallejo, A., Recio, J., Guardia, G., 2022. Nitrous oxide emissions and microbial communities during the transition to conservation agriculture using N-enhanced efficiency fertilisers in a semiarid climate. *Soil Biology and Biochemistry* 170, 108687.

<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108687>

Muñoz, C., Góngora, S., & Zagal, E. (2016). USE OF BIOCHAR AS A SOIL AMENDMENT: A BRIEF REVIEW. *Chilean Journal of Agricultural & Animal Sciences*, 32(SPECIAL ISSUE N° 1), Article SPECIAL ISSUE N° 1.

Olaleye, A., Peak, D., Shorunke, A., Dhillon, G., Oyedele, D., Adebooye, O., & Akponikpe, P. B. I. (2020). Effect of Manure and Urea Fertilization on Yield, Carbon Speciation and Greenhouse Gas Emissions from Vegetable Production Systems of Nigeria and Republic of Benin: A Phytotron Study. *Agronomy*, 10(3), Article 3.

<https://doi.org/10.3390/agronomy10030400>

Oldfield, E., Bradford, M.A., Wood, S.A., 2019. Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields. *Soil*, 5, 15-32.

<https://doi.org/10.5194/soil-5-15-2019>

Pasricha, N. S., Ghosh, P. K., & Ramendra-Singh. (2023). Agriculture-related greenhouse gas emissions and mitigation measures. En *Advances in Agronomy* (Vol. 179, pp. 257-376). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2023.01.005>

Pasvadoglou, E., Kourtidis, G., Mamolos, A., Menexes, G., Papatheodorou, E., & Giannopoulos, G. (2023). *Combined application of urea and cow manure results in similar cumulative N₂O emissions relative to conventional fertilization, in two types of soil.* (EGU23-9734). EGU23. Copernicus Meetings. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-9734>

Pla-Garcia, J., & Menor-Salván, C. (2017). La composición química de la atmósfera primitiva del planeta Tierra. *Anales de Química de la RSEQ*, 113(1), Article 1.

Pilegaard, K., 2013. Processes regulating nitric oxide emissions from soils. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1621), 20130126. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0126>.

Qin X, Guo X, Zhai L, Pan J, Khoshnevisan B, Wu S, Wang H, Yang B, Ji J, Liu H. 2020. How long-term excessive manure application affects soil phosphorous species and risk of phosphorous loss in fluvo-aquic soil. *Environmental Pollution*, 115304, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115304>

Qiu, Q., Wu, L., Ouyang, Z., Li, B., & Xu, Y. (2016). Different effects of plant-derived dissolved organic matter (DOM) and urea on the priming of soil organic carbon. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 18(3), 330-341.

<https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2016/em/c5em00446b/unauth>

Quan Tang, Sara Moeskjær, Anne Cotton, Wenxia Dai, Xiaozhi Wang, Xiaoyuan Yan, Tim J. Daniell, Organic fertilization reduces nitrous oxide emission by altering nitrogen cycling microbial guilds favouring complete denitrification at soil aggregate scale, *Science of The Total Environment*, 2024, 174178, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174178>

- Rayne, N., & Aula, L. (2020). Livestock Manure and the Impacts on Soil Health: A Review. *Soil Systems*, 4(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4040064>
- Rincón, L. E. C., & Gutiérrez, F. A. A. (2012). *Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos Nitrogen and phosphorus cycles dynamics in soils. 1.*
- Romero-Gámez, M., & Suárez-Rey, E. M. (2017). Emisión de N₂O en cultivos hortícolas y estrategias de mitigación. *Ecosistemas*, 26(1), 79-85. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-1.10>
- Robertson, G. P. (2023). Denitrification and the challenge of scaling microsite knowledge to the globe. *mLife*, 2(3), 229-238. <https://doi.org/10.1002/mlf2.12080>
- Rosenblueth, M., Ormeño-Orrillo, E., López-López, A., Rogel, M. A., Reyes-Hernández, B. J., Martínez-Romero, J. C., Reddy, P. M., & Martínez-Romero, E. (2018). Nitrogen Fixation in Cereals. *Frontiers in Microbiology*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01794>
- Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Aguilera, E., Prado, A. D., Garnier, J., Billen, G., Iglesias, A., Sánchez, B., Guardia, G., Abalos, D., Plaza-Bonilla, D., Puigdueta-Bartolomé, I., Moral, R., Galán, E., Arriaga, H., Merino, P., Infante-Amate, J., Mejjide, A., Pardo, G., ... Smith, P. (2017). Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 238, 5-24. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.038>
- Sarandón, S. J. (with Proyecto Regional Transformación Social-Ecológica en América Latina). (2020). *El papel de la agricultura en la transformación social-ecológica de América Latina*. Friedrich-Ebert-Stiftung Proyecto Regional Transformación Social-Ecológica.
- Scivittaro, W. B., de Sousa, R. O., Cuadra, S. V., & Heinemann, A. B. (s. f.). *Capítulo 24. Emisiones de gases de efecto invernadero en producción de arroz de riego.*
- Shakoor, A., Shahzad, S. M., Chatterjee, N., Arif, M. S., Farooq, T. H., Altaf, M. M., Tufail, M. A., Dar, A. A., & Mehmood, T. (2021). Nitrous oxide emission from agricultural soils: Application of animal manure or biochar? A global meta-analysis. *Journal of Environmental Management*, 285, 112170. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112170>

Sharma, P., Singh, A., Kahlon, C. S., Brar, A. S., Grover, K. K., Dia, M., & Steiner, R. L. (2018). The Role of Cover Crops towards Sustainable Soil Health and Agriculture—A Review Paper. *American Journal of Plant Sciences*, 9(9), Article 9. <https://doi.org/10.4236/ajps.2018.99140>

Sharma, S., Kumar, T., Foulkes, M. J., Orford, S., Singh, A. M., Wingen, L. U., Karnam, V., Nair, L. S., Mandal, P. K., Griffiths, S., Hawkesford, M. J., Shewry, P. R., Bentley, A. R., & Pandey, R. (2023). Nitrogen uptake and remobilization from pre- and post-anthesis stages contribute towards grain yield and grain protein concentration in wheat grown in limited nitrogen conditions. *CABI Agriculture and Bioscience*, 4(1), 12. <https://doi.org/10.1186/s43170-023-00153-7>

Signor, D., & Cerri, C. E. P. (2013). Nitrous oxide emissions in agricultural soils: A review. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 43(3), 322-338. <https://doi.org/10.1590/S1983-40632013000300014>

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., de Vries, W., de Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>

Tamagno, S., Eagle, A. J., McLellan, E. L., van Kessel, C., Linqvist, B. A., Ladha, J. K., ... & Pittelkow, C. M. (2022). Predicting nitrate leaching loss in temperate rainfed cereal crops: relative importance of management and environmental drivers. *Environmental Research Letters*, 17(6), 064043. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ac70ee/meta>

Telo da Gama, J., Loures, L., López-Piñeiro, A., & Nunes, J. R. (2021). Assessing the Role of Phosphorus as a Macropollutant in Four Typical Mediterranean Basin Soils. *Sustainability*, 13(19), 10973. <https://doi.org/10.3390/su131910973>

Toma, Y., & Hatano, R. (2007). Effect of crop residue C:N ratio on N₂O emissions from Gray Lowland soil in Mikasa, Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 53(2), 198-205. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2007.00125.x>

United Nations Environment Programme & Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2024). *Global Nitrous Oxide Assessment*. United Nations Environment Programme. <https://doi.org/10.59117/20.500.11822/46562>

United Nations Environment Programme, Olhoff, A., Bataille, C., Christensen, J., Den Elzen, M., Fransen, T., Grant, N., Blok, K., Kejun, J., Soubeyran, E., Lamb, W., Levin, K., Portugal-Pereira, J., Pathak, M., Kuramochi, T., Strinati, C., Roe, S., & Rogelj, J. (2024). *Emissions Gap Report 2024: No more hot air ... please! With a massive gap between rhetoric and reality, countries draft new climate commitments*. United Nations Environment Programme. <https://doi.org/10.59117/20.500.11822/46404>

Users Fernández, J. L. (2013). El cambio climático: sus causas y efectos medioambientales.

Ussiri, D., & Lal, R. (2012). *Soil emission of nitrous oxide and its mitigation*. Springer Science & Business Media.

Vallejo, A., Ábalos, D., Téllez, Á., & Guardia, G. (2013). *FERTILIZACIÓN Y N₂O. IMPLICACIONES EN LA HUELLA DE CARBONO*.

Vazquez, E., Teutscherova, N., Pastorelli, R., Lagomarsino, A., Giagnoni, L., Renella, G., 2020. Liming reduces N₂O emissions from Mediterranean soil after-rewetting and affects the size, structure and transcription of microbial communities. *Soil Biol. Biochem.* 147, 107839.

<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107839>

Verhoeven, E., Pereira, E., Decock, C., Suddick, E., Angst, T., & Six, J. (2017). Toward a Better Assessment of Biochar–Nitrous Oxide Mitigation Potential at the Field Scale. *Journal of Environmental Quality*, 46(2), 237-246. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.10.0396>

Voigt, C., Virkkala, A.-M., Hould Gosselin, G., Bennett, K. A., Black, T. A., Detto, M., Chevrier-Dion, C., Guggenberger, G., Hashmi, W., Kohl, L., Kou, D., Marquis, C., Marsh, P., Marushchak, M. E., Nesic, Z., Nykänen, H., Saarela, T., Sauheitl, L., Walker, B., ... Sonntag, O. (2023). Arctic soil methane sink increases with drier conditions and higher

ecosystem respiration. *Nature Climate Change*, 13(10), 1095-1104.
<https://doi.org/10.1038/s41558-023-01785-3>

Wang, C., Amon, B., Schulz, K., & Mehdi, B. (2021). Factors That Influence Nitrous Oxide Emissions from Agricultural Soils as Well as Their Representation in Simulation Models: A Review. *Agronomy*, 11(4), 770. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040770>

Wang, H., Yan, Z., Ju, X., Song, X., Zhang, J., Li, S., & Zhu-Barker, X. (2023). Quantifying nitrous oxide production rates from nitrification and denitrification under various moisture conditions in agricultural soils: Laboratory study and literature synthesis. *Frontiers in Microbiology*, 13. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1110151>

Wang, S., Lin, K., Chen, N., Yuan, D., Ma, J., 2016. Automated determination of nitrate plus nitrite in aqueous samples with flow injection analysis using vanadium (III) chloride as reductant. *Talanta* 146, 744–748. <https://doi:10.1016/j.talanta.2015.06.031>

WMO, 2024. World Meteorological Organization Greenhouse Gas Bulletin [WWW Document]. <https://library.wmo.int/idurl/4/69057>

Yang, C., Liu, D., Li, Y., Li, J., Zheng, H., Dong, Y., Yuan, J., Chen, Z., Chen, L., & Ding, W. (2025). Dairy effluent mitigates N₂O emissions while extreme precipitation stimulates N₂O losses in a sandy soil. *Frontiers in Environmental Science*, 13, 1558934. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2025.1558934>

Ye, X., Liu, H., Zhang, X., Ma, J., Han, B., Li, W., Zou, H., Zhang, Y., & Lin, X. (2020). Impacts of irrigation methods on greenhouse gas emissions/absorptions from vegetable soils. *Journal of Soils and Sediments*, 20(2), 723-733. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02422-3>

Zhang, W., Zhu, X., Liu, L., Fu, S., Chen, H., Huang, J., Lu, X., Liu, Z., & Mo, J. (2012). Large difference of inhibitive effect of nitrogen deposition on soil methane oxidation between plantations with N-fixing tree species and non-N-fixing tree species. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(G4). <https://doi.org/10.1029/2012JG002094>

Zhang, X., Fang, Q., Zhang, T., Ma, W., Velthof, G., Hou, Y., ... & Zhang, F. (2019). Benefits and trade-offs of replacing synthetic fertilizers by animal manures in crop production in

china: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 26(2), 888-900.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14826>

Zhou, Z., Zhang, S., Jiang, N., Xiu, W., Zhao, J., & Yang, D. (2022). Effects of organic fertilizer incorporation practices on crops yield, soil quality, and soil fauna feeding activity in the wheat-maize rotation system. *Frontiers in Environmental Science*, 10.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1058071>