



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE POSTGRADO

**EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL TIPO DE SUELO Y FACTORES
AMBIENTALES EN LA MINERALIZACIÓN NETA DE NITRÓGENO
EN ALGUNOS AGROECOSISTEMAS DE CHILE**

**EVALUATION OF SOIL TYPE AND ENVIRONMENTAL FACTORS
EFFECT ON THE NET NITROGEN MINERALIZATION AT SOME
CHILEAN AGROECOSYSTEMS**

Tesis para optar al grado de Magíster en Manejo de Suelos y Aguas

ALEJANDRO ENRIQUE MARTINIELLO ROMERO

Ingeniero Agrónomo

Directores de Tesis

OSVALDO SALAZAR GUERRERO

MANUEL CASANOVA PINTO

Profesores Consejeros

YASNA TAPIA FERNÁNDEZ

MARCO PFEIFFER JAKOB

SANTIAGO – CHILE

2024

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

**EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL TIPO DE SUELO Y FACTORES
AMBIENTALES EN LA MINERALIZACIÓN NETA DE NITRÓGENO EN
ALGUNOS AGROECOSISTEMAS DE CHILE**

Tesis presentada como parte de los requisitos para optar al Grado de Magíster en
Manejo de Suelos y Aguas

ALEJANDRO ENRIQUE MARTINIELLO ROMERO

		Calificaciones
GUIA DE TESIS		
Oswaldo Salazar Guerrero. Ingeniero Agrónomo. M.Sc. Ph.D.		7,0
Manuel Casanova Pinto. Ingeniero Agrónomo. M.Sc.		7,0
PROFESORES CONSEJEROS		
Yasna Tapia Fernández. Ingeniera en Alimentos. Dra		6,8
Marco Pfeiffer Jakob. Ingeniero Agrónomo. Mg. Ph.D.		7,0

Santiago, Chile
2024

AGRADECIMIENTOS

Volver a estudiar a mi querida Facultad en el 2020 fue un sueño hecho realidad. Lleno de ilusiones, esperaba reencontrarme con antiguos profesores, conocer a nuevos compañeros y revivir la experiencia de estudiar en Antumapu. Sin embargo, la pandemia y los decretos de cuarentena truncaron estos planes, forzándonos a adaptarnos al estudio online.

En este contexto, quiero agradecer en primer lugar a mi familia directa: Claudia, Rocco, Paolo y Fabiana. Nos encerramos juntos, compartimos y nos apoyamos mutuamente durante estos tiempos difíciles. Gracias por su apoyo incondicional y por permitirme concentrarme en mis estudios y alcanzar mis metas. A mi familia Ovallina, aunque a la distancia, siempre los siento cerca y valoro profundamente su apoyo constante.

Mi gratitud eterna a los maestros Manuel Casanova y Osvaldo Salazar, mis profesores guías y amigos. Gracias por confiar en mí y brindarme la oportunidad de volver a estudiar. Junto a los profesores Yasna Tapia, Oscar Seguel, Marco Pfeiffer y Francisco Nájera, han enriquecido mi formación al compartir sus conocimientos y experiencias.

A mi círculo más cercano (Tamara, Marcelo, Millaray, Karin, Alex, Cristóbal y Pía), gracias por estar siempre presentes. Sus risas, compañía y cariño han sido un refugio y un estímulo constante en este camino.

Agradezco a todos los miembros del Laboratorio de Química de Suelos y Aguas. No menciono nombres para no dejar a nadie fuera, pero sepan que cada uno de ustedes ha dejado una huella en mi vida. Gracias por hacerme parte de esta comunidad, por las experiencias compartidas y por ayudarme a crecer como persona.

Finalmente, agradezco el financiamiento del Proyecto Fondecyt Regular 2020 N° 1201497: “Modelling of net nitrogen mineralization in the agroecosystems of Chile”.

DEDICATORIAS

A mi querida familia ovallina:

Jorge Romero
Niza Rojas
Ema Irarrázabal
Miguel “chicho” Romero
Tonya Romero

A la Tamy quien siempre confió en mí,
Especialmente en el cierre de esta etapa.

ÍNDICE

RESUMEN	8
ABSTRACT	9
INTRODUCCIÓN	10
HIPÓTESIS	12
OBJETIVO	12
MATERIALES Y MÉTODO	13
Ubicación del estudio	13
Materiales	13
Metodología	14
Caracterización del suelo	14
Mineralización <i>in situ</i>	14
Análisis estadístico	17
RESULTADOS	18
Caracterización	18
Mineralización neta de nitrógeno	19
Nitrógeno total, carbono orgánico y relación C/N	20
Nitrógeno disponible en el suelo	21
Factores ambientales	22
Análisis de componentes principales (ACP)	24
DISCUSIÓN	28
CONCLUSIONES	32
LITERATURA CITADA	33
APÉNDICES	40

Índice de cuadros

Cuadro 1. Nombre y ubicación de las estaciones experimentales (E.E), agroecosistemas y clasificación taxonómica de suelos.	13
Cuadro 2. Propiedades de suelo de cada sitio evaluado.	18
Cuadro 3. Nitrógeno mineralizado (kg ha^{-1}) evaluado para cada sitio.	19
Cuadro 4. Resultados iniciales y finales de nitrógeno total (NT), carbono orgánico del suelo (COS) y relación carbono/nitrógeno (C/N) de los sitios evaluados.	20
Cuadro 5. Resultados iniciales y finales de nitrógeno disponible (mg kg^{-1}) evaluado para cada sitio.	21
Cuadro 6. Factores ambientales para cada sitio evaluado.	22

Índice de figuras

Figura 1. Dimensiones de la unidad experimental (UE) con su distribución de tubos de mineralización. UO corresponde a la unidad de observación.	15
Figura 2. Contenido volumétrico de agua del suelo (%), temperatura del suelo ($^{\circ}\text{C}$) y precipitaciones (mm) de cada sitio experimental para el periodo monitoreado. SC: San Carlos; LA: Los Ángeles; FM: Faja Maisan; OR: Oromo.	23
Figura 3. Análisis de componentes principales de cada sitio experimental para el periodo monitoreado: SC: San Carlos; LA: Los Ángeles; FM: Faja Maisan; OR: Oromo. Propiedades de suelo (pH; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A [%]: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS (Θ): contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). i: inicial; f: final. Delta CO: $\text{COS}_f - \text{COS}_i$; Delta NT: $\text{NT}_f - \text{NT}_i$ y Delta pH: $\text{pH}_f - \text{pH}_i$	24
Figura 4. Análisis de componentes principales realizado con todos los datos recopilados durante el periodo de monitoreo. Propiedades de suelo (pH; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A [%]: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS o Θ : contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). i: inicial; f: final. Delta COS: $\text{COS}_f - \text{COS}_i$; Delta NT: $\text{NT}_f - \text{NT}_i$ y Delta pH: $\text{pH}_f - \text{pH}_i$	27

Índice de apéndices

Apéndice 1. Correlación entre mineralización neta de nitrógeno (MNN), propiedades de suelo (pH; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A [%]: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS o Θ : contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). i: inicial; f: final. Delta COS: $COS_f - COS_i$; Delta NT: $NT_f - NT_i$ y Delta pH: $pH_f - pH_i$	40
Apéndice 2. Correlación entre mineralización neta de nitrógeno (MNN), propiedades de suelo (pH; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A [%]: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS o Θ : contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). i: inicial; f: final. Delta COS: $COS_f - COS_i$; Delta NT: $NT_f - NT_i$ y Delta pH: $pH_f - pH_i$	41
Apéndice 3. Correlación entre mineralización neta de nitrógeno (MNN), propiedades de suelo (pH; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A [%]: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS o Θ : contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). i: inicial; f: final. Delta COS: $COS_f - COS_i$; Delta NT: $NT_f - NT_i$ y Delta pH: $pH_f - pH_i$	42
Apéndice 4. Correlación entre mineralización neta de nitrógeno (MNN), propiedades de suelo (pH; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A [%]: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS o Θ : contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). i: inicial; f: final. Delta COS: $COS_f - COS_i$; Delta NT: $NT_f - NT_i$ y Delta pH: $pH_f - pH_i$	43
Apéndice 5. Correlación realizada con todos los datos recopilados durante el periodo de monitoreo entre mineralización neta de nitrógeno (MNN), propiedades de suelo (pH; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS o Θ : contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). i: inicial; f: final. Delta COS: $COS_f - COS_i$; Delta NT: $NT_f - NT_i$ y Delta pH: $pH_f - pH_i$	44

RESUMEN

El estudio evaluó el efecto combinado de propiedades del suelo (textura, pH, carbono orgánico, nitrógeno total) y las variables hidrotérmicas (Θ : contenido volumétrico de agua, T: temperatura y AT: amplitud térmica del suelo), sobre la tasa de mineralización neta de nitrógeno (MNN), midiendo su dinámica en superficie (0-30 cm) vía incubaciones *in situ* (tubos de PVC), durante el otoño-invierno del 2021 y en cuatro sitios del sur de Chile. Los sitios experimentales seleccionados incluyeron una pradera de secano mediterráneo (San Carlos, **SC**) y praderas de secano templado (Los Ángeles, **LA**; Faja Maisan, **FM**; Oromo, **OR**). Las propiedades iniciales de los suelos de cada sitio se compararon mediante una prueba t-Student ($p < 0,05$). Con un análisis de componentes principales, se evaluó el efecto de las propiedades del suelo y sus variables hidrotérmicas. Se encontró que la MNN fue significativamente mayor en **SC** (35 kg N ha^{-1}) y **FM** (31 kg N ha^{-1}) en comparación con **OR** ($1,73 \text{ kg N ha}^{-1}$), pero no así con **LA** (11 kg N ha^{-1}). Tanto **SC** como **FM** mostraron mayores valores de AT y Θ en comparación con el sitio **OR**. Solo se detectaron diferencias significativas en la MNN entre los sitios más extremos del transecto evaluado (507 km), **SC** y **OR**.

Palabras clave: Cambio climático, Contenido de agua del suelo, Dinámica del N, Incubación *in situ*, Inmovilización de N, Temperatura del suelo.

ABSTRACT

The combined effect of soil properties (texture, pH, organic carbon, total nitrogen) and hydro thermal variables (Θ : volumetric water content; T: soil temperature; AT: soil thermal amplitude) on the net nitrogen mineralization rate (NNM) was evaluated, measuring its dynamics at the surface (0-30 cm) through *in situ* incubations (PVC tubes) during the autumn-winter of 2021 in four sites of southern Chile. Selected experimental sites included a Mediterranean dryland grassland (San Carlos, **SC**) and temperate dryland grasslands (Los Ángeles, **LA**; Faja Maisan, **FM**; Oromo, **OR**). Initial soil properties at each site were compared using a t-Student test ($p < 0.05$). The effect of soil properties and hydro thermal variables was evaluated with a principal component analysis. It was found that the NNM was significantly higher in **SC** (35 kg N ha^{-1}) and **FM** (31 kg N ha^{-1}) compared to **OR** ($1,73 \text{ kg N ha}^{-1}$), but not compared to **LA** (11 kg N ha^{-1}). Both **SC** and **FM** sites showed higher values in thermal amplitude and Θ compared to **OR** site. Significant differences in NNM were detected only between the most extreme sites of considered transect (507 km), **SC** and **OR**.

Keywords: Climate change, Soil water content, N dynamics, *In situ* incubation, N immobilization, Soil temperature.

INTRODUCCIÓN

Chile es uno de los países que tiene una mayor aplicación promedio de fertilizantes por hectárea, ubicándose en el puesto 26 de un total de 205 países evaluados (The World Bank, 2016). En particular para el nitrógeno (N), se registran dosis que en la zona central del país y en la producción de maíz grano varían entre 350 y 560 kg ha⁻¹ (Salazar *et al.*, 2014), siendo que la absorción máxima del cultivo es de 250 kg ha⁻¹. Como consecuencia, en algunos agroecosistemas de Chile central existe un grave riesgo de contaminación difusa de los cuerpos de agua superficiales y subterráneos, debido a las aplicaciones excesivas de fertilizantes nitrogenados para la producción de cultivos (Corradini *et al.*, 2015). En el caso de las praderas templadas, además se debe sumar la volatilización de N (NH₃) derivada principalmente de purines y del estiércol del ganado asociado a la producción de lácteos en el sur de Chile (Salazar *et al.*, 2011).

Venterea *et al.* (2016) recomiendan, en un denominado “enfoque 4R”, optimizar cuatro aspectos básicos del manejo de fertilizantes nitrogenados: dosis, fuente, oportunidad y ubicación correcta. Desde el punto de vista de la dosis, un manejo eficiente de la fertilización de cualquier cultivo debe considerar tres factores: la demanda del cultivo, el suministro del suelo y la eficiencia de aplicación (Rodríguez *et al.*, 2001). En el caso del suministro, está claro que la mayoría de los agricultores no considera la mineralización neta de N (MNN) en el cálculo de dosis, que es una de las principales razones para explicar la sobrefertilización de N en los agroecosistemas de Chile, sumado a que la mayoría de los agricultores usa un sistema de riego por surco con baja eficiencia de aplicación (Nájera *et al.*, 2015).

La MNN de la materia orgánica del suelo (MOS) se define normalmente como el resultado de dos procesos concurrentes y direccionalmente opuestos (mineralización e inmovilización brutas de N), pero en condiciones de campo se incluyen procesos tales como pérdidas gaseosas, lixiviación, fijación atmosférica y dinámica del NH₄⁺ (fijación/liberación) (Luxhøi *et al.*, 2006).

Según Robertson y Groffman (2015), la conversión de N orgánico a inorgánico la llevan a cabo microorganismos del suelo que mineralizan y liberan el elemento a la solución como un subproducto del consumo de la biomasa muerta (detrito). Este consumo es principalmente para obtener energía y carbono (C) para incrementar su crecimiento, pero también para satisfacer sus necesidades de nutrientes (especialmente N), ensamblar proteínas, ácidos nucleicos y otros componentes celulares. Entonces, si los rastrojos de la planta presentan un contenido alto de N, los microorganismos satisfacen rápidamente sus necesidades y se produce la liberación de N inorgánico; pero si, por el contrario, los rastrojos presentan un bajo contenido de N, los microorganismos deben absorber N inorgánico de su entorno, lo que lleva a la inmovilización de N del suelo en su biomasa. Por lo tanto, el proceso depende fuertemente de la relación C/N del residuo que se descompone (Janssen, 1996).

Es importante tener en cuenta que al desarrollar prácticas de gestión para mejorar la eficiencia del uso de N y reducir los impactos ambientales de las aplicaciones de fertilizantes, se hace necesaria una mejor comprensión de los procesos que regulan la dinámica de la MNN en los agroecosistemas. Los mecanismos que regulan esta dinámica son complejos y dependen de

diversos factores, tales como: i) tipo de suelo (propiedades del suelo), ii) calidad del residuo, iii) el clima y sus impactos en las variaciones temporales de contenido de agua y la temperatura del suelo, iv) la biomasa microbiana del suelo, v) prácticas de manejo como la fertilización y el riego del cultivo y, vi) las interacciones entre los ciclos orgánicos del C y N (Zhao *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2019).

Clivot *et al.* (2017) destacan que una mejor evaluación y predicción de la MNN de la MOS, en condiciones de campo (*in situ*), es esencial para un mejor manejo del N en los agroecosistemas y mejorar las recomendaciones de fertilización. Al respecto, se han utilizado varios métodos para determinar la MNN *in situ*, destacando el muestreo de núcleos dentro de tubos (PVC) de incubación (Fernández *et al.*, 2017), núcleos de resina (Zhang *et al.*, 2015) y bolsas enterradas (Hu *et al.*, 2018). En contraste con los métodos de laboratorio, se considera que los métodos *in situ* proporcionan estimaciones más reales y precisas de la MNN, debido a que están sujetos a fluctuaciones en las condiciones ambientales del suelo (contenido de agua y temperatura), lo que explica la mayor variabilidad en el promedio diario de la tasa de mineralización de N durante cada período de incubación *in situ* (Zou *et al.*, 2019). Se reconoce que la temperatura y el contenido de agua son los principales impulsores ambientales de la descomposición de la MOS, ya que pueden afectar sustancialmente los procesos microbianos del ciclo del N (Gabriel y Kellman, 2011).

Para ambas variables (contenido de agua y temperatura), la distribución, frecuencia y amplitud de los fenómenos climáticos determinan los pulsos de producción de biomasa y actividad biológica; por otra parte, se pueden hacer generalizaciones a partir del enfoque de factores de formación de suelos (Minasny *et al.*, 2008). Entonces, si se tiene en cuenta que en Chile, al aumentar la latitud aumenta la precipitación media anual (PMA), en tanto la temperatura media anual (TMA) disminuye, se esperaría que, en la zona central de Chile, con agroecosistemas de cultivos mediterráneos, se presenten mayores tasas de MNN que en otros agroecosistemas debido a que las temperaturas y precipitaciones son favorables y conducentes a altas tasas de actividad microbiana. En las praderas de secano semiárido la falta de lluvia y bajo contenido de MOS sería una limitante; mientras que en la zona sur (praderas de secano templado), a pesar de su mayor contenido de MOS, las bajas temperaturas y exceso de agua pueden limitar la actividad microbiana, y tanto la MOS como el N orgánico se acumulan debido a las bajas tasas de mineralización.

Aunque se han realizado algunos estudios sobre MNN en agroecosistemas específicos en Chile, sobre todo en la zona central Mediterránea (Hirzel y Rodríguez, 2017; Salazar *et al.*, 2017; Salazar *et al.*, 2020) o en las praderas templadas del sur de Chile (Martínez-Lagos *et al.*, 2015; Lobos Ortega *et al.*, 2016), la mayoría de ellas incluyeron principalmente incubaciones de laboratorio en la determinación de la MNN. Además, como lo advierte Guntiñas *et al.* (2012), muy pocos estudios sobre la MNN del suelo consideran la sensibilidad de la tasa de MNN a las fluctuaciones de temperatura y contenido de agua del suelo con el objetivo de determinar el impacto directo de los parámetros climáticos en el ciclo del N. Incluso, hay aún menos información sobre el impacto en la MNN por el efecto combinado de estos dos factores ambientales más el tipo de suelo. Por ende, esta investigación está enfocada a comprender y determinar cómo se ve afectada la MNN, por la interacción tipo de suelo-factores ambientales (contenido de agua y temperatura del suelo) en distintos agroecosistemas.

HIPÓTESIS

La mineralización neta de nitrógeno (MNN) muestra una tendencia entre los principales agroecosistemas de Chile, con mayores tasas en aquellos de pradera de secano mediterráneo en comparación a los agroecosistemas de pradera de secano templado, debido a los diferentes tipos de suelos y factores ambientales (contenido de agua y temperatura del suelo).

OBJETIVO

Evaluar el efecto combinado del tipo de suelo y factores ambientales de suelo (régimen de humedad y temperatura) en la dinámica superficial de la mineralización neta de nitrógeno (MNN) para diferentes agroecosistemas de Chile.

MATERIALES Y MÉTODO

Ubicación del estudio

El estudio se llevó a cabo en 4 sitios experimentales e incluyó un agroecosistema de pradera de secano mediterráneo y 3 de praderas de secano templado, analizando sus variables climáticas y los tipos de suelo a lo largo de un transecto centro-sur de 507 km, desde los 36° hasta los 40° de latitud sur. El Cuadro 1 resume los sitios de estudio, que correspondieron a predios privados (San Carlos, Los Ángeles y Faja Maisan) y a la Estación Experimental Oromo (Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile), señalando su agroecosistema, la clasificación taxonómica de suelos a nivel de Orden de suelo, regímenes de humedad (SMR) y temperatura del suelo (STR).

Cuadro 1. Nombre y ubicación de las estaciones experimentales (E.E), agroecosistemas y clasificación taxonómica de suelos.

Nombre	Sitio	Ubicación (LS; LW)	Agroecosistema	Taxonomía de suelos ¹		
				Orden	SMR	STR
SC	San Carlos	36°44'; 71°79'	Pradera de secano mediterráneo	Andisol	Xérico	Mésico
LA	Los Ángeles	37°43'; 72°30'	Pradera de secano templado	Andisol	Údico	Mésico
FM	Faja Maisan	39°06'; 72°94'	Praderas de secano templado	Andisol	Údico	Mésico
OR	Oromo	40°88'; 73°10'	Praderas de secano templado	Andisol	Údico	Mésico

¹ SMR: Regímenes de humedad del suelo; STR: Regímenes de temperatura del suelo (Casanova *et al.*, 2013; Stolpe y Undurraga, 2016).

Los análisis químicos se realizaron en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas, en tanto los análisis físicos se llevaron a cabo en el Laboratorio de Física de Suelos, ambos pertenecientes a la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile. Los datos se presentan por sitio de estudio para el periodo otoño-invierno 2021 (abril – septiembre).

Materiales

En cada uno de los sitios de estudio, se instaló un equipo de monitoreo marca METER Group para medir las variables ambientales. Cada estación de monitoreo incluyó:

- Una estación meteorológica modelo ATMOS-41, diseñada para el monitoreo continuo de variables ambientales, entre las que se encuentran la temperatura ambiente, humedad relativa, presión de vapor, presión barométrica, velocidad del

viento, ráfagas de viento y su dirección, radiación solar, precipitaciones y contador de rayos y su distancia.

- b) Un sensor modelo TEROS-11, que permite medir el contenido volumétrico de agua (Θ) y la temperatura del suelo (T) a una profundidad de 20 cm. Con esta información, se calculó la amplitud térmica (AT) del suelo, definida como la diferencia entre la temperatura máxima y la temperatura mínima registrada diariamente.
- c) Un registrador de datos celulares modelo ZL6, el que presenta 6 puertos de entrada (diseño plug-and-play) para la conexión de los sensores y la estación meteorológica, permitiendo acceder y monitorear remotamente los parámetros de interés.

Para determinar la MNN, se utilizaron cilindros de cloruro de polivinilo (PVC, tubos de mineralización) de 5 cm de diámetro y 30 cm de largo, según el diseño utilizado por Salazar *et al.* (2020).

Metodología

Caracterización del suelo

Se realizó una caracterización química y física de cada sitio, en muestras superficiales de suelo (0-30 cm) con 3 repeticiones.

La caracterización química (inicial y final) correspondió al pH del suelo, el cual se analizó según Sadzawka *et al.* (2006). En específico, el pH fue determinado con un pH-metro (Hanna Instruments, modelo HI3222) en suspensión acuosa 1:2,5 m/v.

Las propiedades físicas fueron determinadas de acuerdo con Sandoval *et al.* (2012), incluyendo textura (método del hidrómetro) y densidad aparente (cilindros metálicos de 6 cm de diámetro y 5 cm de alto).

Mineralización *in situ*

El ensayo tuvo una duración de seis meses, entre abril y septiembre de 2021. Se evaluó la MNN *in situ* en cada sitio experimental (Cuadro 1), aunque cabe mencionar que cada sitio es independiente entre sí. Para esto se seleccionó un área de 6 m², donde se ubicaron 6 cilindros de PVC en una cuadrícula de 3 m x 2 m como lo sugieren Córdova *et al.* (2018), correspondiente a la unidad experimental (UE). Se estableció una distancia de 0,5 m y 1,0 m entre tubos, de manera de dejar el espacio suficiente entre las unidades de observación (UO), para evitar dependencia entre los tubos (Figura 1). Al mismo tiempo, se posicionaron juntos, evitando dejar espacios libres para simular mejor las condiciones reales de campo.

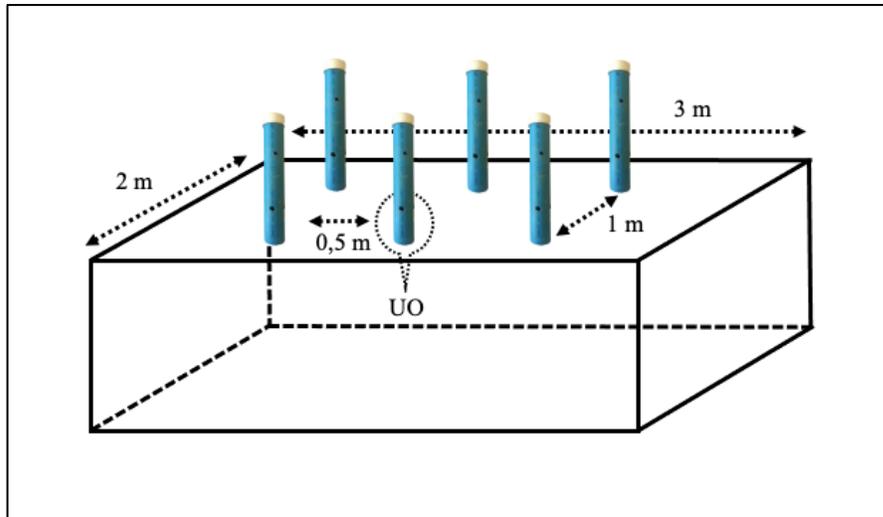


Figura 1. Dimensiones de la unidad experimental (UE) con su distribución de tubos de mineralización. UO corresponde a la unidad de observación.

A las paredes de cada cilindro se les hizo cuatro perforaciones de 1 cm de diámetro, a 5 y 15 cm midiendo desde la parte superior (total 8 perforaciones por cilindro), con el objetivo de permitir el equilibrio e intercambio de fluidos (agua y gases) desde y hacia el interior del cilindro; la parte superior del cilindro se cubrió con una tapa para evitar que la lluvia favoreciera la lixiviación de N durante el período de incubación *in situ* (Dou *et al.*, 1997; Salazar *et al.*, 2020). Además, para evitar la absorción de N desde el interior de los cilindros por las plantas, el suelo superficial alrededor del cilindro quedó libre de estas.

Los sensores TEROS-11 fueron instalados cuando se llevó a cabo la caracterización inicial del suelo, enterrándolos a 20 cm de profundidad. Posteriormente, se conectaron al registrador de datos de celulares, en donde se monitorearon las variaciones del contenido de agua y temperatura del suelo, con el objetivo de evaluar el efecto de ambos factores en el N inorgánico dentro de los cilindros de PVC. A su vez, se llevó un registro de la amplitud térmica y las precipitaciones, con la finalidad de entender la variabilidad en el contenido de agua del suelo y evaluar si es un factor limitante para el proceso de mineralización.

Los datos mencionados fueron descargados diariamente de la red y se registraron en un computador localizado en el Campus Antumapu de la Universidad de Chile. Se utilizaron los promedios diarios y de la temporada en que los tubos estuvieron enterrados (6 meses), para evaluar si el rango de 0-30 cm de profundidad presentaba las condiciones óptimas para el proceso de mineralización de N.

El procedimiento para cada sitio y momento de muestreo fue:

- i) En otoño (abril 2021) se tomaron 6 muestras iniciales de suelo entre 0 y 30 cm y se instalaron 6 cilindros de PVC. Estos fueron posicionados verticalmente y se presionaron ligeramente para garantizar un buen contacto entre la pared del cilindro y el suelo; además, el suelo extraído durante la instalación se utilizó para rellenar el espacio entre las paredes del cilindro de PVC y el suelo, de modo que

el nivel del suelo dentro y fuera de los cilindros cubiertos de PVC fuera aproximadamente el mismo (Salazar *et al.*, 2015).

- ii) En invierno (septiembre 2021) se extrajeron los cilindros instalados. Así entonces, los núcleos de suelo de los cilindros de PVC fueron eliminados del sitio al transcurrir 6 meses desde su instalación. En cada muestreo, ya sea la muestra inicial de suelo como la del cilindro de PVC extraído del campo, se transportaron las muestras al laboratorio, se mezclaron completamente y se congelaron para detener la mineralización adicional hasta el análisis.

Todas las muestras de suelo fueron analizadas para determinar nitrógeno inorgánico disponible (N-NO₃ y N-NH₄), mediante el método de extracción de KCl y destilación de vapor (Sadzawka *et al.*, 2006). Cabe mencionar que el nitrógeno disponible (Nd) inicial considera solo el contenido inicial de NH₄⁺, mientras que el Nd final contempla la suma de las concentraciones finales de NH₄⁺ y NO₃⁻.

También se determinó el N total (NT) y el carbono orgánico del suelo (COS), con el objetivo de estimar la relación C/N. Tanto el NT como el COS fueron determinados mediante el Analizador Elemental CNS. En particular, el NT fue determinado por el método Dumas, basado en la combustión seca de una muestra a una temperatura de 1350°C en presencia de oxígeno, en la cual el N es convertido a NO_x y luego reducido a N₂, siendo detectado y cuantificado en una celda de conductividad térmica. Por su parte, el COS se determinó por combustión seca y determinación del CO₂ generado mediante una celda de radiación infrarroja.

Para calcular la MNN y evaluar la dinámica de mineralización/inmovilización de las muestras recolectadas, se utilizó la ecuación 1, definida por Raison *et al.* (1987):

$$N_{min} = Ni_f - Ni_i \quad (1)$$

donde, en kg ha⁻¹, N_{min} es la MNN, Ni_f el N inorgánico final del suelo (cilindro) y Ni_i el N inorgánico inicial del suelo.

Se determina así la MNN, como las diferencias entre el contenido de Nd inicial y final (Kolberg *et al.*, 1997), durante la incubación. Un valor positivo de esta diferencia significa que el proceso de mineralización habrá dominado, mientras que uno negativo implicará que la inmovilización habrá superado a la mineralización (Raison *et al.*, 1987; Havlin *et al.*, 2013; Salazar *et al.*, 2020). Las transformaciones de N expresadas en mg kg⁻¹ fueron convertidas a kg ha⁻¹ utilizando la Da medida en la superficie del suelo (0-30 cm).

La relación C/N, como un indicador de la dinámica de mineralización/inmovilización, se define como el cociente entre el COS y el contenido de NT. Valores < 20 indican que los procesos de mineralización de N son dominantes, mientras que a valores > 30 dominan los procesos de inmovilización de N. Valores intermedio entre ambos valores se definen como una zona de transición.

Análisis estadístico

Los resultados obtenidos de las diferentes estaciones experimentales con relación a la MNN, pH, contenido de arcilla, contenido de NO_3^- , NH_4^+ , Nd, NT, COS, relación C/N, Θ , T y AT se analizaron con una prueba t-Student ($p < 0,05$), comparando todos los sitios entre sí, con la finalidad de determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los sitios experimentales.

En particular, para cada sitio experimental las variables tipo de suelo (contenido de arcilla, pH, COS y NT) y variables hidrotérmicas (Θ , T y AT), se analizaron mediante un análisis de componentes principales (ACP), representado gráficamente a través de un biplot. Esto, con el objetivo de estudiar de forma simultánea las posibles estructuras de correlación que se puedan dar entre las variables, su efecto sobre la MNN y finalmente determinar si estas correlaciones se asocian a las características de los 4 sitios experimentales.

Todos estos análisis se llevaron a cabo con el software estadístico InfoStat.

RESULTADOS

Caracterización

En el Cuadro 2 se presentan los resultados de la caracterización inicial del suelo, más los valores finales de pH. Se puede observar cómo los sitios estudiados presentan propiedades físicas y químicas esperadas para la zona según Luzio y Casanova (2006).

Cuadro 2. Propiedades de suelo de cada sitio evaluado.

Sitio ¹	Ecosistema de pradera ²	pH _i	pH _f	Da	Clase textural	A
		-	-	Mg m ⁻³	-	%
<i>SC</i>	SM	5,79 ± 0,34 a	4,88 ± 0,50 a	0,69	F-FAL	25,52 a
<i>LA</i>	ST	5,40 ± 0,15 b	4,89 ± 0,79 a	0,87	F	20,62 b
<i>FM</i>	ST	5,38 ± 0,23 b	4,06 ± 0,42 b	0,66	FL	12,62 c
<i>OR</i>	ST	5,28 ± 0,30 b	3,87 ± 0,23 b	0,66	F	15,19 c

¹ *SC*: San Carlos; *LA*: Los Ángeles; *FM*: Faja Maisan; *OR*: Oromo.

² Da: densidad aparente; A: arcilla. SM, secano mediterráneo; ST, secano templado. *f* e *i*: contenidos final e inicial, respectivamente.

Letras distintas en una columna indican diferencia estadísticamente significativa, según prueba t-Student ($p < 0,05$).

Con respecto al pH inicial (pH_i), solo *SC* mostró significativamente el mayor valor dentro del rango moderadamente ácido (5,6 – 6,0).

Se observa tendencia de pH a disminuir en todos los sitios después de transcurridos los 6 meses del estudio. Los sitios *SC*, *LA* y *FM* experimentaron una variación hacia una condición muy fuertemente ácida, mientras que *OR* alcanzó una condición extremadamente ácida. En particular, *SC* y *LA* presentan los mayores valores finales (~ 4,8) sin presentar diferencias estadísticas entre ellos, mientras que *FM* y *OR* registraron los valores más bajos, con 4,1 y 3,9, respectivamente. Es relevante mencionar que los sitios *FM* y *OR* mostraron la mayor diferencia de pH entre el inicio y el final del estudio.

La Da, como un indicador de aireación, resistencia mecánica y potencial de enraizamiento (Reynolds *et al.*, 2008), es una de las propiedades del suelo más sensibles a las intervenciones antrópicas (Zeng *et al.*, 2013). En este estudio, cumplió como propiedad diagnóstica para Andisols, con valores $< 0,90$ Mg m⁻³ (Sandoval *et al.*, 2012).

Respecto al contenido de arcilla, es importante destacar que *SC* (pradera de secano mediterráneo) presentó una proporción significativamente más alta ($p < 0,05$), alcanzando un total de 26%. En segundo lugar, se ubicó *LA* con un registro de 21%. Por otro lado, los valores más bajos y sin diferencias estadísticas entre ellos se observaron en *FM* y *OR*, con 13% y 15 %, respectivamente.

Mineralización neta de nitrógeno

De acuerdo con Havlin *et al.* (2013), cerca de un 95% del N en los suelos está en forma orgánica, el cual es transformado a amonio (NH_4^+) vía mineralización bruta y posteriormente a nitrato (NO_3^-) vía nitrificación, los cuales pueden ser absorbidos por las plantas. Del total de N disponible, entre 2 y 5% es producto de la mineralización anual del N orgánico, considerándose que la MNN es la resultante del balance entre la mineralización bruta de N y la inmovilización por microorganismos del suelo, donde lo que se evalúa comúnmente es la tasa de acumulación de N inorgánico en el suelo. Por ende, esta reserva de N mineral constituye tanto la principal fuente de N disponible para los cultivos, como también representa las posibles pérdidas de N a través de la lixiviación y las emisiones gaseosas desde el suelo (Clivot *et al.*, 2017).

En el Cuadro 3 se presentan los resultados de MNN para el periodo otoño-invierno 2021. Estos indican que la MNN fue significativamente mayor en los sitios *SC* y *FM*, con valores de 35 y 31 kg ha^{-1} , respectivamente, en comparación con el sitio *OR*, que tuvo un valor significativamente menor, de 1,73 kg ha^{-1} . Por otra parte, el sitio *LA* mostró valores intermedios de MNN, registrando 11 kg ha^{-1} , no presentando diferencias estadísticamente significativas en comparación con los otros tres sitios. Cabe resaltar que, a pesar del gradiente latitudinal representado en el transecto centro-sur de 507 km, no se observó un patrón claro de variación en los resultados de MNN.

Cuadro 3. Nitrógeno mineralizado (kg ha^{-1}) evaluado para cada sitio.

Sitio ¹	Nitrógeno mineralizado ²		
	MNN	Mínimo	Máximo
	----- kg ha^{-1} -----		
<i>SC</i>	34,62 ± 22,32 a	16,24	71,29
<i>LA</i>	10,45 ± 14,25 ab	-6,82	22,27
<i>FM</i>	31,12 ± 30,06 a	5,90	87,83
<i>OR</i>	1,73 ± 19,23 b	-28,77	29,46

¹ *SC*: San Carlos; *LA*: Los Ángeles; *FM*: Faja Maisan; *OR*: Oromo.

² MNN: mineralización neta de nitrógeno.

Letras distintas en una columna indican diferencia estadísticamente significativa, según prueba t-Student ($p < 0,05$).

Es interesante destacar que tanto *SC* como *FM* presentaron un comportamiento similar, ya que ambos sitios exhibieron valores mínimos positivos de MNN, con 16 y 6 kg ha^{-1} , respectivamente. Esto sugiere que en estos sitios predominó la mineralización bruta por sobre la inmovilización. Por el contrario, en los sitios *LA* y *OR* se encontraron repeticiones donde predominó la inmovilización bruta, ya que presentaron valores negativos de MNN, con -7 y -29 kg ha^{-1} , respectivamente.

Con respecto a la desviación estándar de cada sitio, es importante tener en cuenta la alta variabilidad espacial de la MNN, incluso dentro del mismo tipo de suelo y unidad de manejo

de cultivos. Por ejemplo, Córdova *et al.* (2018) mediante incubación aeróbica, observan una variación espacial de un 92% en otoño y de un 93% en primavera en los Andisols, reflejando la heterogeneidad del suelo dentro de cada estación. Además, se debe considerar que la vegetación dominante, el tipo de uso de suelo y las propiedades fisicoquímicas del suelo afectan la distribución de los microorganismos, y que estos factores son dinámicos y cambian en el tiempo, fundamentalmente debido al contenido de agua del suelo (Baldrian, 2014).

Nitrógeno total, carbono orgánico y relación C/N

El Cuadro 4 presenta los resultados del contenido de NT, COS y relación C/N de todos los sitios estudiados.

Cuadro 4. Resultados iniciales y finales de nitrógeno total (NT), carbono orgánico del suelo (COS) y relación carbono/nitrógeno (C/N) de los sitios evaluados.

Sitio ¹	² NT _i	NT _f	COS _i	COS _f	(C/N) _i	(C/N) _f
	----- % -----				-	-
<i>SC</i>	0,72 ± 0,02 b	0,68 ± 0,06 c	8,14 ± 0,17 c	7,94 ± 0,56 c	11,38 ± 0,09 b	11,77 ± 0,26 b
<i>LA</i>	0,55 ± 0,02 c	0,55 ± 0,02 d	5,59 ± 0,15 d	5,75 ± 0,16 d	10,16 ± 0,07 d	10,40 ± 0,05 d
<i>FM</i>	0,95 ± 0,06 a	1,01 ± 0,08 a	11,81 ± 0,58 a	12,65 ± 0,97 a	12,39 ± 0,18 a	12,56 ± 0,15 a
<i>OR</i>	0,95 ± 0,04 a	0,90 ± 0,02 b	10,52 ± 0,38 b	10,36 ± 0,21 b	11,17 ± 0,12 c	11,48 ± 0,14 c

¹ *SC*: San Carlos; *LA*: Los Ángeles; *FM*: Faja Maisan; *OR*: Oromo.

² NT: nitrógeno total; COS: carbono orgánico del suelo; C/N: relación carbono nitrógeno del suelo. *f* e *i*: valor final e inicial, respectivamente.

Letras distintas en una columna indican diferencia estadísticamente significativa, según prueba t-Student ($p < 0,05$).

Con relación al NT al inicio del ensayo, se observó que los sitios de mayor latitud (*FM* y *OR*) presentaron valores significativamente mayores (0,95% en ambos casos). *SC* presentó niveles intermedios, con un 0,72%, mientras que *LA* registró un significativamente ($p < 0,05$) menor contenido de NT (0,55%).

Al final del ensayo, se detectó una tendencia general a la disminución del NT, salvo en *FM*, donde NT se incrementó en un 0,6%, alcanzando significativamente ($p < 0,05$) el mayor contenido de NT final con 1,01%. En los demás sitios, se mantuvo la misma tendencia inicial, con *OR* (0,90 %) > *SC* (0,68 %) > *LA* (0,55 %) y diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

El suelo es la mayor reserva de C orgánico en la biosfera terrestre y desempeña un papel crucial en la función y los servicios del ecosistema; por ejemplo, el COS aumenta la cohesión del suelo y la resistencia a la erosión, mejora la producción agrícola y mejora la conservación del suelo y el agua (Lal, 2016). Tanto al inicio como al final del estudio, se evidenció una tendencia con diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre los cuatro sitios estudiados, donde: *FM* > *OR* > *SC* > *LA*. Específicamente, *FM* presentó significativamente el mayor contenido de COS inicial con un 12%, seguido de *OR* (11%), *SC* (8%) y *LA* (6%).

Se observó una ligera variación en los COS_f . Tanto *LA* como *FM* incrementaron sus contenidos, alcanzando un 6% y 13%, respectivamente. Por el contrario, los sitios *SC* y *OR* experimentaron una reducción en sus contenidos de COS a un 8% y 10 %, respectivamente.

Con respecto a C/N, los valores (Cuadro 5) indican que los procesos de mineralización dominan en el suelo, esto debido a que todos los sitios evaluados presentaron valores menores a 20. Si bien, los cuatro sitios presentan valores comprendidos entre 10 y 12, se observan diferencias estadísticamente significativas. Se evidenció una tendencia entre los sitios estudiados ($FM > SC > OR > LA$). En particular, al concluir el estudio, *FM* presentó una significativa mayor C/N (13), seguido de *SC* (12), *OR* (12) y *LA* (10).

Nitrógeno disponible en el suelo

En el Cuadro 5, se pueden observar los resultados de las concentraciones de amonio, nitrato y N disponible para los cuatro sitios evaluados al inicio y al final del ensayo.

Cuadro 5. Resultados iniciales y finales de nitrógeno disponible (mg kg^{-1}) evaluado para cada sitio.

Sitio ¹	$^2\text{NH}_4^+_i$	$\text{NH}_4^+_f$	$\text{NO}_3^-_i$	$\text{NO}_3^-_f$	Nd_i	Nd_f
----- mg kg ⁻¹ -----						
<i>SC</i>	3,85 ± 2,38 a	2,10 ± 1,06 a	67,23 ± 8,90 a	18,47 ± 9,62 a	3,85 ± 2,38 a	20,57 ± 10,46 a
<i>LA</i>	4,43 ± 3,26 a	1,63 ± 1,12 a	30,61 ± 3,99 b	6,82 ± 2,65 b	4,43 ± 3,26 a	8,45 ± 3,50 b
<i>FM</i>	3,62 ± 1,05 a	2,68 ± 1,45 a	10,78 ± 4,79 c	16,62 ± 14,72 ab	3,62 ± 1,05 a	19,31 ± 15,11 ab
<i>OR</i>	10,15 ± 8,80 a	1,75 ± 1,33 a	29,09 ± 13,29 b	9,27 ± 3,83 b	10,15 ± 8,80 a	11,02 ± 3,49 ab

¹ *SC*: San Carlos; *LA*: Los Ángeles; *FM*: Faja Maisan; *OR*: Oromo.

² Nd: nitrógeno disponible. *f* e *i*: valor final e inicial, respectivamente.

Letras distintas en una columna indican diferencia estadísticamente significativa, según prueba t-Student ($p < 0,05$).

Las concentraciones de NH_4^+ no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios tanto al inicio como al final del estudio, pero todas las localidades presentaron una tendencia a disminuir.

En cuanto al $\text{NO}_3^-_i$, *SC* presentó significativamente el mayor contenido con 67 mg kg^{-1} . En tanto, *LA* y *OR* tuvieron niveles intermedios con 31 mg kg^{-1} y 29 mg kg^{-1} , respectivamente. Mientras que *FM*, registró el menor contenido con 11 mg kg^{-1} . Estos resultados reflejan una diferencia entre ecosistemas templados y mediterráneo.

En relación al $\text{NO}_3^-_f$, se observó una tendencia a disminuir en la mayoría de los sitios, excepto en *FM* donde esta concentración se incrementó en 6 mg kg^{-1} , alcanzando 17 mg kg^{-1} , sin presentar diferencias estadísticamente significativas con *SC* (19 mg kg^{-1}), *LA* (7 mg kg^{-1}) y *OR* (9 mg kg^{-1}).

Con respecto al Nd_f , *SC* mostró significativamente el mayor valor (21 mg kg^{-1}), en comparación con *LA* (8 mg kg^{-1}). Mientras tanto, *FM* y *OR* presentaron valores intermedios, con 19 y 11 mg kg^{-1} , respectivamente.

Factores ambientales

El clima está cambiando a escala mundial y afecta los regímenes térmicos y de humedad del suelo. Por lo tanto, el cambio climático también afecta a todos los procesos edáficos que dependen de la temperatura y el contenido de agua del suelo, incluida la MNN (Gutiñas *et al.*, 2012).

El Cuadro 6 muestra los factores ambientales evaluados en cada sitio. En cuanto a las precipitaciones, *FM* registró el mayor monto, con un total de 815 mm, seguido por *OR* (705 mm), *SC* (609 mm) y *LA* (476 mm) durante el periodo de estudio (abril a septiembre de 2021).

Cuadro 6. Factores ambientales para cada sitio evaluado.

Sitio ¹	Precipitación	Θ	Temperatura del suelo	Amplitud térmica
	mm	%	°C	°C
<i>SC</i>	608,93	$38,21 \pm 0,96$ a	$10,55 \pm 2,21$ a	$0,71 \pm 0,27$ b
<i>LA</i>	475,87	$34,43 \pm 7,67$ ab	$10,32 \pm 2,76$ ab	$1,05 \pm 0,53$ a
<i>FM</i>	814,70	$39,46 \pm 3,58$ a	$9,29 \pm 2,08$ c	$0,76 \pm 0,33$ b
<i>OR</i>	705,17	$33,30 \pm 2,60$ b	$9,90 \pm 2,23$ b	$0,34 \pm 0,20$ c

¹ *SC*: San Carlos; *LA*: Los Ángeles; *FM*: Faja Maisan; *OR*: Oromo. Θ : contenido volumétrico de agua del suelo. Letras distintas en una columna indican diferencia estadísticamente significativa, según prueba t-Student ($p < 0,05$).

Con relación al contenido de agua del suelo, se observó una tendencia similar a los resultados de MNN; es decir, tanto *SC* (38%) como *FM* (39%) presentaron valores significativamente mayores, en comparación con el sitio *OR* (33%). Por otra parte, el sitio *LA* mostró valores intermedios (34%) de Θ , aunque sin diferencias estadísticamente significativas en comparación con los otros sitios.

Con respecto a la temperatura del suelo, se encontró que la media del suelo se mantuvo bajo los 11°C en todos los sitios. En *FM* se observó la significativa menor temperatura ($9,3^\circ\text{C}$), mientras que *OR* y *LA* registraron $9,9^\circ\text{C}$ y $10,3^\circ\text{C}$, respectivamente, sin diferencias estadísticas entre ellos. Por otra parte, *SC* presentó la mayor temperatura media ($10,6^\circ\text{C}$), aunque sin diferencias estadísticamente significativas con *LA*.

Respecto a la amplitud térmica, el sitio *LA* mostró estadísticamente la mayor variación ($1,1^\circ\text{C}$), en tanto *FM* y *SC* registraron valores cercanos, con $0,8^\circ\text{C}$ y $0,7^\circ\text{C}$, respectivamente, sin diferencias estadísticas entre ellos. Finalmente, se encontró que el sitio *OR* presentó la

menor variación en temperatura, con una amplitud térmica de $0,3^{\circ}\text{C}$. Estos comportamientos también se pueden observar gráficamente en la Figura 2.

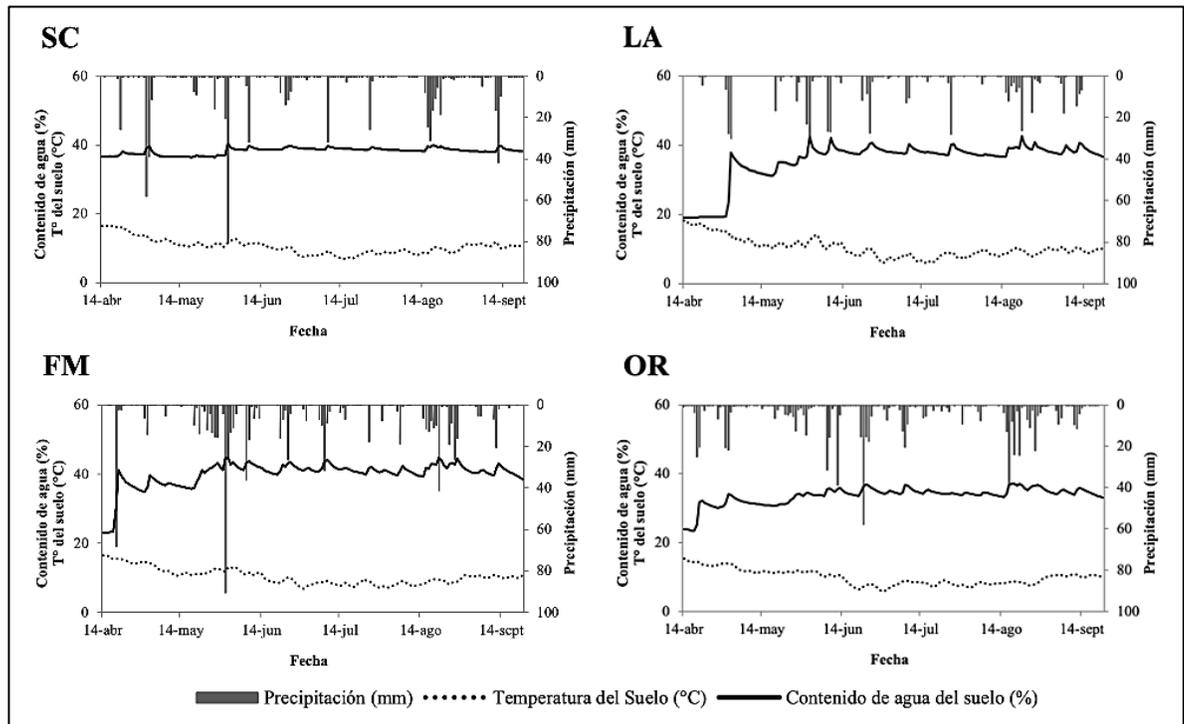


Figura 2. Contenido volumétrico de agua del suelo (%), temperatura del suelo ($^{\circ}\text{C}$) y precipitaciones (mm) de cada sitio experimental para el periodo monitoreado. SC: San Carlos; LA: Los Ángeles; FM: Faja Maisan; OR: Oromo.

Los sitios *SC* y *FM* presentan un comportamiento similar en cuanto a la temperatura del suelo y las precipitaciones caídas durante el ensayo, en ellos resaltan dos eventos con precipitaciones cercanas a los 80 mm. En términos gráficos, *SC* y *FM* destacan por presentar los Θ más altos ($\approx 40\%$), pero difieren en su comportamiento: *SC* presenta una curva más estable, mientras que la curva de *FM* muestra una mayor variabilidad. Esta última, podría atribuirse a la mayor frecuencia de eventos de precipitación, recordando que existe una diferencia de 205 mm entre ambos sitios. Los *peaks* en la curva de *FM* indicarían una mayor capacidad de almacenamiento de agua, ya que los valores superan el 40%, capacidad que podría estar relacionada con sus mayores contenidos de COS.

Con relación al sitio *LA*, al inicio del estudio, se observa un periodo “seco” con escasas precipitaciones. Llama la atención la variación en su curva de contenido de agua: tras los eventos de precipitación, que disminuye abruptamente. Esta disminución podría deberse a los contenidos significativamente más bajos de COS, que determinarían que el agua almacenada no logra ser retenida en el tiempo. Este comportamiento se refleja en la variabilidad de su curva de temperatura, la que muestra la mayor amplitud térmica.

A pesar de que *OR* registra la segunda mayor cantidad de precipitaciones, su curva de Θ indica que es el sitio con menor capacidad de almacenar agua. Asimismo, su curva de temperatura se destaca por ser más estable en comparación con los otros sitios.

Análisis de componentes principales (ACP)

Para cada sitio experimental, se analizaron las variables tipo de suelo y factores ambientales mediante un ACP, representado gráficamente en un biplot (Figura 3).

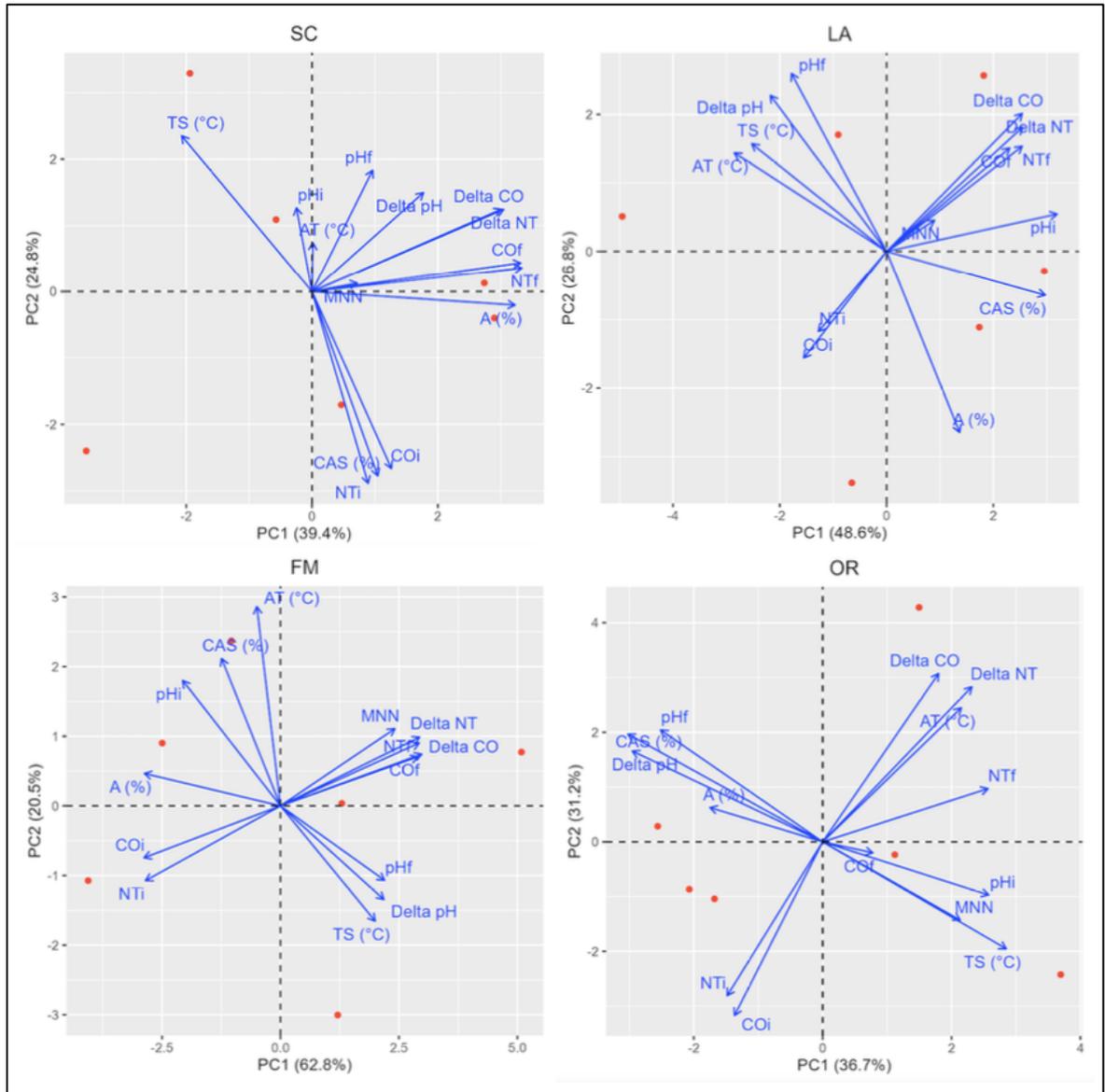


Figura 3. Análisis de componentes principales de cada sitio experimental para el periodo monitoreado: SC: San Carlos; LA: Los Ángeles; FM: Faja Maisan; OR: Oromo. Propiedades de suelo (pH; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A [%]: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS (Θ): contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). i: inicial; f: final. Delta CO: $CO_{f}-CO_{i}$; Delta NT: $NT_{f}-NT_{i}$ y Delta pH: $pH_{f}-pH_{i}$.

En la Figura 3, se observa que, en *SC*, los componentes principales explican el 64% de la variabilidad total de los datos (39,4% para PC1 y 24,8% para PC2). En cuanto a la MNN, su vector muestra una relación positiva con los vectores NT_f y CO_f , aunque con un tamaño de vector ligeramente menor, lo que sugiere una correlación más débil. Específicamente, la mayor correlación de MNN se da con NT_f ($r = 0,32$) (Apéndice A1).

En cuanto a las relaciones entre variables ambientales y de suelo en *SC*, en el cuadrante inferior derecho se observan relaciones positivas entre CAS o Θ (%), CO_i y NT_i , lo que sugiere una relación directa entre ellas y parecen estar relacionadas entre sí en términos de su influencia en la MNN. Estas variables se encuentran en el cuadrante opuesto a la TS ($^{\circ}C$), lo que indica una relación negativa entre estas variables (Apéndice A1).

Para *LA*, los componentes principales explican el 75% de la variabilidad total de los datos (48,6% para PC1 y 26,8% para PC2). Con relación a la MNN, se observa una asociación positiva con los vectores de NT_f , CO_f , delta NT y delta CO . Sin embargo, el vector MNN es más pequeño, lo que sugiere una asociación relativamente más débil. En el mismo cuadrante, se observa el vector de pH_i , pero con una dirección ligeramente diferente lo que indica una asociación débil con la MNN.

Respecto a las correlaciones entre variables ambientales y de suelo en *LA*, en el cuadrante superior izquierdo se puede observar una correlación positiva entre la AT ($^{\circ}C$) y la TS ($^{\circ}C$) con delta pH y pH_f . Estas variables presentan un correlación negativa con CAS o Θ (%) y A (%), las que si bien comparten el mismo cuadrante, sus vectores apuntan en distintas direcciones, lo que sugiere que estas dos variables están influenciadas por distintos componentes principales y podrían tener efectos opuestos en la MNN. De hecho, la MNN se correlaciona positivamente con CAS o Θ (%) y negativamente con A (%), con valores r de 0,5 y -0,3, respectivamente (Apéndice A2).

En *FM*, los componentes principales explican el 83% (mayor valor registrado entre los sitios) de la variabilidad total de los datos (62,8% para PC1 y 20,5% para PC2). Referente a la MNN, muestra un comportamiento similar a *LA*, ya que el vector MNN apunta en la misma dirección que los vectores de NT_f , CO_f , delta NT y delta CO . A diferencia de *LA*, el tamaño de los vectores de las variables en cuestión es similar, lo que indica una correlación más fuerte entre la MNN y las variables mencionadas. Adicionalmente, el ángulo obtuso entre la MNN y A (%) indica una correlación negativa entre estas variables ($r: -0,62$) (Apéndice A3).

En el mismo cuadrante de A (%), se observan las variables pH_i , CAS o Θ (%) y AT ($^{\circ}C$), con una asociación positiva entre estas variables de suelo y ambientales (Apéndice A3). Estas variables se asocian negativamente con la TS ($^{\circ}C$), pH_f y Delta pH (las que se asocian positivamente entre sí).

En *OR*, los componentes principales explican el 68% la variabilidad total de los datos (36,7% para PC1 y 31,2% para PC2). En relación con la MNN, su vector muestra una dirección y tamaño similar con la TS ($^{\circ}C$) y el pH_i , lo que sugiere una correlación positiva entre las variables. Sin embargo, en el cuadrante opuesto a la MNN se observan las variables A (%), pH_f y CAS (%), con quienes presenta las correlaciones negativas más fuertes ($r: -0,9; -0,5$ y

-0,7, respectivamente) (Apéndice A4). Finalmente, la AT (°C) destaca por presentar una correlación positiva fuerte con Delta CO, Delta NT y NT_f.

En todos los sitios de estudio, los vectores NT_i y CO_i apuntan en la misma dirección con un tamaño similar de vector, sugiriendo una asociación positiva fuerte entre estas variables. Por el contrario, en todos los sitios, los vectores de TS (°C) y CAS o Θ (%) apuntan en direcciones opuestas, lo que indica una asociación negativa entre las variables.

El análisis de las estructuras de correlación revela que los sitios *FM* y *LA* presentan un comportamiento similar. Ambos muestran correlaciones positivas entre la MNN y los vectores de NT_f, CO_f, delta NT y delta CO. Esta consistencia sugiere una influencia constante de estas variables en ambos sitios. Aunque *SC* muestra un patrón similar, las correlaciones son menos marcadas, lo que sugiere una importancia relativa menor del NT_f y CO_f en la MNN en este sitio.

Por otro lado, *LA*, *FM* y *OR* muestran correlaciones negativas entre la MNN y el A (%), lo que indica una tendencia compartida entre estos sitios. Sin embargo, *OR* presenta un comportamiento diferente al mostrar correlaciones entre la MNN y variables ambientales. Específicamente, se observa una correlación negativa con el CAS o Θ (%) y una positiva con la TS (°C). A pesar de algunas similitudes, los resultados respecto al CAS o Θ (%) en *LA* y *OR* son contradictorios.

En la Figura 4 se muestra el análisis de componentes principales realizado con todos los datos recopilados durante el periodo de monitoreo.

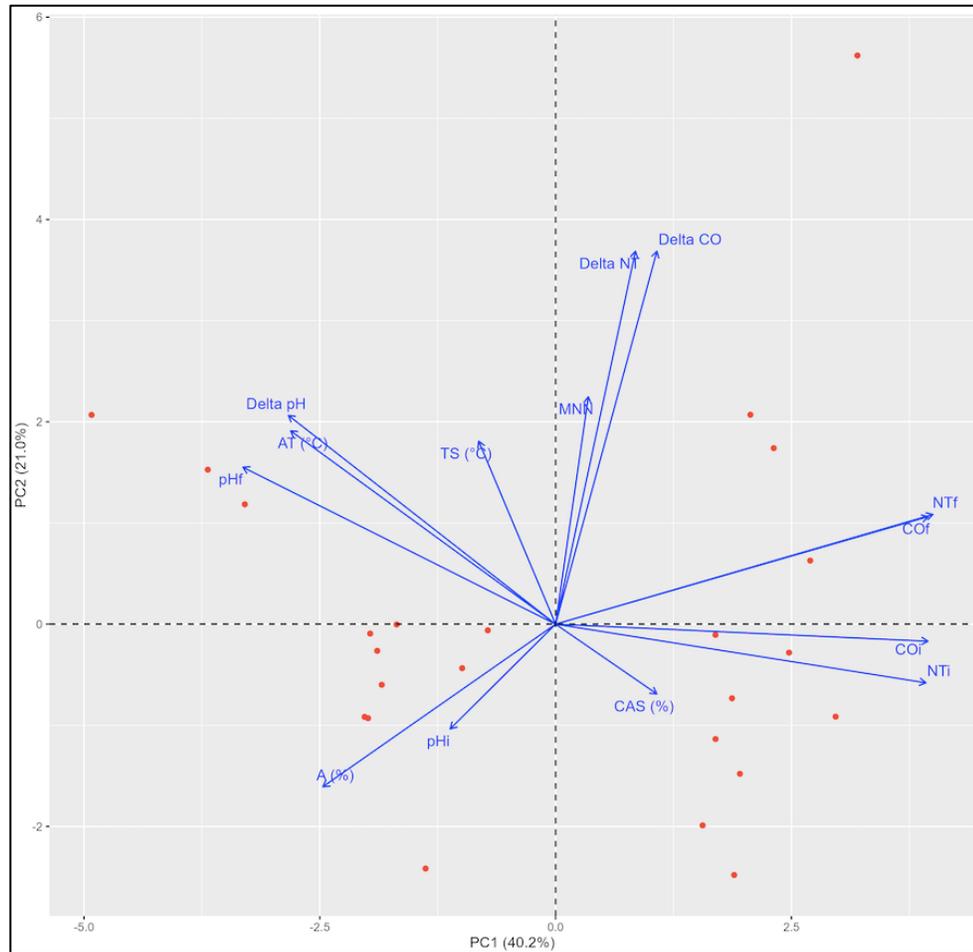


Figura 4. Análisis de componentes principales realizado con todos los datos recopilados durante el periodo de monitoreo. Propiedades de suelo (pH; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A [%]: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS o Θ : contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). *i*: inicial; *f*: final. Delta COS: $COS_f - COS_i$; Delta NT: $NT_f - NT_i$ y Delta pH: $pH_f - pH_i$.

Se evidencia que, para la totalidad de los datos, los componentes principales explican el 61% de la variabilidad total (40% para PC1 y 21% para PC2).

En lo que concierne a la MNN, se aprecia una dirección similar entre los vectores de MNN, Delta NT y Delta CO, sugiriendo una correlación positiva entre estas variables. No obstante, las diferencias en el tamaño de los vectores indican una correlación moderada. Específicamente, la MNN presenta un coeficiente de correlación de 0,47 con Delta CO y 0,5 con Delta NT (Apéndice A5).

Es importante señalar que no se detectan correlaciones significativas entre las variables ambientales y las propiedades de suelo (Apéndice A5). La AT ($^{\circ}C$) es la variable ambiental más sensible al análisis, mostrando tanto asociaciones positivas como negativas. En particular, en función de la dirección y tamaño de los vectores, es posible ver una asociación positiva entre la AT ($^{\circ}C$) y los cambios de pH en el suelo. Por otro lado, la dirección opuesta y el ángulo formado entre la AT ($^{\circ}C$) y CO_i y NT_i indica una asociación negativa.

Coincidiendo con las tendencias observadas en el ACP de cada sitio, se confirma una correlación negativa entre CAS o Θ (%) y TS (°C) (Apéndice A5). Además, se destaca que las correlaciones más fuertes y significativas entre variables se presentan entre el CO y el NT, ya sea en su contenido inicial, final o su delta.

DISCUSIÓN

Los valores diarios de MNN en kg ha^{-1} de *SC* (0,21) y *FM* (0,19) se encuentran dentro del rango de valores descritos por varios investigadores. Clivot *et al.* (2017) reportaron valores diarios para suelos con sistemas de cultivo con labranza convencional en Francia que varían entre 0,13 y 1,10 kg N ha^{-1} . Estos resultados son consistentes con los valores diarios descritos por Jarvis *et al.* (1996) para praderas con distintos tipos de drenaje (0,2 a 2,3 kg N ha^{-1}) y los valores diarios registrados por Delin y Lindén (2002) durante un experimento de 3 años en un suelo arable en Suecia (0,1 a 0,9 kg N ha^{-1}). Por otro lado, los valores de *LA* (0,06) y *OR* (0,01) son considerablemente más bajos en comparación a los de *SC* y *FM* (en términos diarios).

Los sitios *SC* y *FM* presentan similitudes estadísticas que podrían explicar los mayores valores de MNN en comparación a *OR*. Estos sitios presentaron altos contenidos de agua en el suelo y, a medida que este contenido aumenta, la mineralización es estimulada por un aumento en las enzimas microbianas del suelo (Cenkseven *et al.*, 2017). Además, el CAS es uno de los factores relevantes que impulsa el ciclo biogeoquímico del suelo (Moyano *et al.*, 2013). Muchos estudios han demostrado que la lluvia afecta la actividad y la biomasa de los microorganismos del suelo (Bell *et al.*, 2014; Bouskill *et al.*, 2016), así como la descomposición de la MOS, incluido el proceso de transformación de los compuestos de N (Morillas *et al.*, 2015).

Cuando la disponibilidad de agua es baja, hay dos procesos que inhiben el funcionamiento de los microorganismos en el suelo. A medida que el suelo se seca, las películas de agua que recubren las partículas del suelo se vuelven más delgadas y discontinuas, lo que limita la difusión de sustratos requeridos por las poblaciones microbianas. Si la disponibilidad de agua se vuelve más restringida, las paredes celulares de las bacterias ya no pueden mantener el potencial osmótico del agua en sus células y pueden lisarse (Griffiths *et al.*, 2003). Sin embargo, también hay que considerar que la velocidad de difusión del oxígeno a través del agua es mucho más baja que a través del aire (Cook y Knight, 2003), y la actividad metabólica de los organismos aeróbicos también disminuye a medida que el espacio poroso del suelo se llena de agua y se acerca a niveles de saturación (Franzuebbers, 1999). Por ende, la tasa máxima de mineralización de N ocurre cuando el contenido de agua del suelo está cerca de capacidad de campo (Standford y Epstein, 1974).

Respecto a la temperatura, aunque las condiciones óptimas para la mineralización se encuentran entre los 20 y 35°C, la temperatura media del suelo en los cuatro sitios no superó los 11°C. Sin embargo, Cookson *et al.* (2002) observaron procesos de mineralización de N en el suelo a temperaturas inferiores a 15°C. Si bien *SC* superó a *FM* en 1,3°C, ambos sitios

presentaron una amplitud térmica similar, sin presentar diferencias estadísticamente significativas. El efecto de la temperatura sobre la mineralización de N sigue la ley de Arrhenius, con una tasa incrementada por cada aumento de 10°C en la temperatura. Esta sensibilidad a la temperatura es denominada Q_{10} y se usa comúnmente como una aproximación a la respuesta de la mineralización de N al cambio de temperatura (Liu *et al.*, 2020), aunque con validez dentro de los rangos ambientales.

Si bien la mineralización y la disponibilidad de N en los suelos dependen en gran medida de la textura, la estructura, la profundidad, la topografía y sus interacciones con el ambiente (Ge *et al.*, 2019), existen otros factores del suelo que pueden afectarlas (material de origen del suelo, pH del suelo y estabilidad estructural), pero estos indican resultados contradictorios (Aka Sagliker *et al.*, 2018).

Con relación a las propiedades de suelo, en esta investigación se observó un comportamiento similar al planteado por Aka Sagliker *et al.* (2018) respecto al pH. Por ejemplo, *SC* presentó significativamente mayores valores de pH en comparación con *FM*, tanto al inicio como al final del estudio. Sin embargo, estos valores de pH no se reflejaron en las tasas de MNN, a pesar de que la acidificación del suelo tiende a disminuir las tasas de nitrificación en suelos cultivables, suelos de bosques templados y suelos de praderas (Bäckman y Kasimir Klemedtsson 2003; Cheng *et al.*, 2013; Jiang *et al.*, 2015). No obstante, es posible que el efecto del pH del suelo en la nitrificación se manifieste a escala de micrositios asociados a la mineralización. De acuerdo con Sierra (2006), la nitrificación en suelos ácidos puede ocurrir en micrositios (o hot-spots) de pH neutro muy pequeños, circundantes a los microorganismos amonificantes.

Es importante considerar que antes de 2005, se creía ampliamente que la oxidación del amonio a nitrito, considerada como el paso limitante en la nitrificación, era llevada a cabo exclusivamente en el suelo por bacterias oxidantes de amonio (AOB). Sin embargo, desde entonces se han descubierto arqueas oxidantes de amonio (AOA) que resultan ser más tolerantes a condiciones ambientales extremas que las AOB, incluyendo la baja disponibilidad de sustrato, pH ácido y temperaturas extremas (Valentine, 2007; Gubry-Rangin *et al.*, 2011; Yao *et al.*, 2011; Hatzenpichler, 2012).

También se observan resultados contradictorios con relación a A (%) en *SC* y *FM*. De acuerdo con Yao *et al.* (2019), la asociación de partículas de arcilla con MOS protege a esta última de la mineralización. Ahora bien, dado que las partículas de arcilla poseen una mayor superficie específica que las partículas gruesas, la protección será mayor en suelos de textura fina en comparación con los suelos arenosos, donde la MNN será muy rápida una vez incorporado un residuo orgánico (Hassink *et al.*, 1993; Côté *et al.*, 2000). En este sentido, la menor proporción de partículas finas en *FM* favorecería la mineralización de N. Sin embargo, en *SC*, la mayor proporción de partículas finas le confiere una mayor capacidad de retención de agua, lo que podría haber contribuido a mantener un ambiente favorable para la actividad microbiana, a pesar de las diferencias de 206 mm de precipitación entre ambos sitios (Schaetzl y Thompson, 2016).

La proporción de arcillas ha sido identificada como un factor determinante de las tasas de descomposición de la MOS (Kleber *et al.*, 2007) y de las tasas de MNN (Colman y Schimel,

2013). En el presente estudio, *FM*, *LA* y *OR* registraron una correlación negativa entre la MNN y A (%), lo que coincide con modelos de simulación como CENTURY (Parton *et al.*, 1987; Parton, 1996), DAISY (Hansen *et al.*, 1991), ROTHC (Coleman y Jenkinson, 1996) o STICS (Brisson *et al.*, 2003), los cuales incluyen ecuaciones que reflejan un efecto negativo de la concentración de arcilla (o arcilla + limo) en la MNN.

Si bien estadísticamente hablando *SC*, *LA* y *FM* no mostraron diferencias significativas en las tasas de MNN, sus contenidos iniciales y finales de NT y COS sí lo hicieron. Los ciclos del C y el N están fuertemente interrelacionados en el suelo y son los dos procesos más importantes que afectan la disponibilidad de nutrientes para las plantas en los ecosistemas naturales (Marzi *et al.*, 2020). Además, La MNN del suelo está altamente correlacionada con el COS y NT (Schomberg *et al.*, 2009). A escala global, las reservas de C del suelo están correlacionadas positivamente con la precipitación media anual, lo que da lugar a fuertes gradientes latitudinales, con mayores reservas de COS en ecosistemas húmedos y fríos (Jobbagy y Jackson, 2000). Por lo tanto, el menor valor de MNN en *LA* podría explicarse por presentar un contenido significativamente más bajo de NT ($FM = OR > SC > LA$) y COS ($FM > OR > SC > LA$), además de las menores precipitaciones.

Es importante recalcar que altos valores de COS y NT no garantizan una mayor MNN debido a la interacción de otros factores, como en el caso de *OR*. A pesar de presentar contenidos de COS y NT mayores que *SC* y *LA*, en el caso de en *OR* se limitarían los procesos de mineralización debido al menor contenido de agua, valores de pH y amplitud térmica; evidenciando una diferencia estadísticamente significativa, entre los agroecosistemas estudiados. Además, esto refleja la importancia de realizar estudios *in situ* y no solo en laboratorio. Aunque los estudios de laboratorio permiten procesar simultáneamente una serie de incubaciones de MNN en condiciones controladas (Marzi *et al.*, 2020), para obtener una evaluación más realista, estos deben complementarse con métodos de incubación *in situ* (Wienhold, 2007). Esto se debe a que los métodos de incubación de laboratorio mantienen un contenido de agua del suelo (alrededor del 80% al 100% de capacidad de campo) y una temperatura (25-35°C) óptima, donde grandes aportes de materia orgánica conducen a altas tasas de actividad microbiana y, por ende, altas tasas de MNN (Guntiñas *et al.*, 2012; Robertson y Groffman, 2015).

Aunque *SC* muestra una tendencia a un mayor valor de MNN, sin diferencias estadísticamente significativas con *LA* y *FM*, de acuerdo al ACP se podría inferir que las diferencias en el COS_f y NT_f son los principales impulsores de las variaciones en MNN, más que los factores ambientales directamente. Si bien la temperatura y el contenido de agua del suelo están relacionados con la actividad microbiana y la descomposición de la MO, la cual a su vez afecta la MNN, en el análisis de correlaciones, estas variables no emergen como los principales predictores de MNN. Por lo tanto, los resultados del estudio no muestran diferencias en las tasas de MNN entre los agroecosistemas de pradera de secano mediterráneo (*SC*) y los de pradera de secano templado (*LA* y *FM*).

Sin embargo, entre *SC* y *OR*, se refleja que los gradientes latitudinales alteran los patrones de transformación del N del suelo, debido a las condiciones de temperatura y precipitaciones (Shibata *et al.*, 2011). En este estudio *OR* mostró estrechas relaciones entre la MNN y las variables ambientales. Específicamente, se observa una correlación negativa con el contenido

de agua del suelo y positiva con la TS, convirtiéndose en el único sitio con una correlación fuerte entre la MNN y una variable ambiental. Además, entre *SC* y *OR*, existen diferencias significativas en CAS, temperatura del suelo y amplitud térmica, lo que se manifiesta en diferencias significativas en MNN entre los dos agroecosistemas estudiados.

Por lo tanto, la hipótesis inicial parece estar respaldada en términos de las diferencias en MNN entre *SC* y *OR*, donde los factores ambientales son los principales determinantes de estas diferencias.

Bozkurt *et al.* (2018) destacan que en el centro y sur de Chile (latitud ~30–45°S) es muy probable que las condiciones de sequía y calentamiento continúen y afecten fuertemente las futuras condiciones hidroclimáticas de los agroecosistemas y, por lo tanto, agraven el estrés hídrico debido al cambio climático. Estos autores evaluaron escenarios de cambio climático que van desde un calentamiento proyectado entre ~ +1,2°C y ~ +3,5°C, mientras que la precipitación disminuiría entre ~-3% y ~-30%. Del mismo modo, Cabré *et al.* (2016) predijeron una disminución importante de la precipitación y un aumento de la temperatura en el centro y sur de Chile, factores que con seguridad afectarán la dinámica del N en el suelo.

Un ligero cambio en la MNN con el aumento de la temperatura alteraría en gran medida la disponibilidad de N y, por lo tanto, cambiaría la composición de la vegetación y la producción primaria (Liu *et al.*, 2020). Actualmente, este tema es prioridad global en la agenda de investigación y diferentes grupos de investigadores abordan los complejos desafíos y consecuencias del cambio climático en la MNN y sus efectos en los agroecosistemas (Zou *et al.*, 2019). Por tanto, es necesario continuar realizando investigaciones que incorporen todos los componentes del sistema, incluidas las propiedades biológicas del suelo, para tener mejores predicciones sobre los efectos netos de la sequía y las mayores temperaturas sobre la dinámica del N y sus efectos en el ambiente.

CONCLUSIONES

Durante el periodo invernal de 2021, se encontró una influencia del contenido de carbono orgánico y el nitrógeno total del suelo en las tasas de mineralización neta de nitrógeno (MNN). El contenido de agua del suelo y la amplitud térmica son los factores que explican los mayores valores de MNN en los sitios *SC* y *FM*, en comparación a *OR*. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas en las tasas de MNN entre el agroecosistema de pradera de secano mediterráneo (*SC*) y los de pradera de secano templado (*LA* y *FM*).

Por otro lado, se detectaron diferencias estadísticamente significativas en las tasas de MNN entre los agroecosistemas más distantes del transecto norte-sur evaluado (507 km de longitud). Esta diferencia entre *SC* y *OR* se debe a un mayor efecto de las variables ambientales, como el contenido de agua del suelo, la temperatura del suelo y la amplitud térmica. Esta última resulta ser la variable ambiental más sensible al análisis, mostrando tanto asociaciones positivas como negativas con las propiedades del suelo.

Los resultados del análisis de componentes principales revelaron asociaciones diferentes entre la MNN y las variables tipo de suelo y ambientales en cada sitio. Esto destaca la complejidad de los factores que influyen en la mineralización del nitrógeno y la disponibilidad de nutrientes en el suelo. Tanto *FM* como *LA* presentaron mayores similitudes en sus estructuras de correlación, seguidos por *SC*, que mostró relaciones más débiles entre variables. El ecosistema *OR* destacó por su comportamiento particular, siendo el único sitio que mostró correlaciones fuertes entre una variable ambiental y la MNN.

Es importante destacar que, a pesar de los altos valores de carbono orgánico y nitrógeno total, no se garantiza una mayor MNN. Esto se observó en *OR* que, a pesar de presentar dichos contenidos más altos en comparación con *SC* y *LA*, mostró tasas de MNN más bajas debido a su contenido de agua, temperatura y amplitud térmica menores, que limitaron los procesos de mineralización.

Para futuras investigaciones, es fundamental incorporar variables biológicas del suelo. La complejidad de los factores que influyen en la MNN y la disponibilidad de nutrientes en el suelo, requiere de un enfoque holístico que integre tanto variables biológicas como abióticas para lograr comprender en la totalidad estos procesos.

LITERATURA CITADA

- Aka Sagliker, H., S. Cenkseven, N. Kizildag, *et al.* 2018. Is parent material an important factor in soil carbon and nitrogen mineralization?. *European Journal of Soil Biology* 89: 45-50.
- Bäckman, J., and A. Kasimir Klemetsson. 2003. Increased nitrification in acid coniferous forest soil due to high nitrogen deposition and liming. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18: 514-524.
- Baldrian, P. 2014. Distribution of extracellular enzymes in soils: spatial heterogeneity and determining factors at various scales. *Soil Science Society of America Journal* 78: 11-18.
- Bell, C., D. Tissue, M. Loik, *et al.* 2014. Soil microbial and nutrient responses to 7 years of seasonally altered precipitation in a Chihuahuan Desert grassland. *Global Change Biology* 20(5): 1657-1673.
- Bouskill, N., T. Wood, R. Baran, *et al.* 2016. Belowground response to drought in a tropical forest soil. I. changes in microbial functional potential and metabolism. *Frontiers in Microbiology* 7: 525.
- Bozkurt, D., M. Rojas, J.P. Boisier, *et al.* 2018. Projected hydroclimate changes over Andean basins in central Chile from downscaled CMIP5 models under the low and high emission scenarios. *Climatic Change* 150: 131-147.
- Brisson, N., C. Gary, E. Justes, *et al.* 2003. An overview of the crop model stics. *European Journal of Agronomy* 18: 309-332.
- Cabré, M.F., S. Solman, and M. Núñez. 2016. Regional climate change scenarios over southern South America for future climate (2080-2099) using the MM5 Model. Mean, interannual variability and uncertainties. *Atmósfera* 29(1): 35-60.
- Casanova, M., O. Seguel, O. Salazar *et al.* 2013. *Soils of Chile*. Soils of the World Soils Series. Hartemink, A. (ed.) Springer Science+Business Media, The Netherlands.
- Cenkseven, S., B. Koçak, S. Kuzu, *et al.* 2017. Response of microbial activity to addition of *Nerium oleander* L. leaves in soil under different moisture conditions. *Fresenius Environmental Bulletin* 26(12): 377-385.
- Cheng, Y., J. Wang, B. Mary, *et al.* 2013. Soil pH has contrasting effects on gross and net nitrogen mineralizations in adjacent forest and grassland soils in central Alberta, Canada. *Soil Biology and Biochemistry* 57: 848-857.
- Clivot, H., B. Mary, M. Valé, *et al.* 2017. Quantifying *in situ* and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry* 111: 44-59.

- Coleman, K., and D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3-A Model for the turnover of carbon in soil. p. 237-246. *In*: Powlson, D., P. Smith and J. Smith (eds.) Evaluation of Soil Organic Matter Models. Springer, Berlin, Heidelberg, Germany.
- Colman, B., and J. Schimel. 2013. Drivers of microbial respiration and net N mineralization at the continental scale. *Soil Biology and Biochemistry* 60(1): 65-76.
- Cook, F., and J. Knight. 2003. Oxygen transport to plant roots: modeling for physical understanding of soil aeration. *Soil Science Society of America Journal* 67(1): 20-31.
- Cookson, W. R., I. S. Cornforth, and J. S. Rowarth. 2002. Winter soil temperature (2-15°C) effects on nitrogen transformations in clover green manure amended or unamended soils; a laboratory and field study. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 1401-1415.
- Córdova, C., J.A. Barrera, and C. Magna. 2018. Spatial variation of nitrogen mineralization as a guide for variable application of nitrogen fertilizer to cereal crops. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 110: 83-88.
- Corradini, F., F. Nájera, M. Casanova, *et al.* 2015. Effects of maize cultivation on nitrogen and phosphorus loadings to drainage channels in Central Chile. *Environmental Monitoring and Assessment* 187(11): 697.
- Côté, L., Brown, S., Paré, D., *et al.* 2000. Dynamics of carbon and nitrogen mineralization in relation to stand type, stand age and soil texture in the boreal mixedwood. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1079–1090.
- Delin, S., and B. Lindén. 2002. Relations between net nitrogen mineralization and soil characteristics within an arable field. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science* 52: 78-85.
- Dou, H., A. Alva, and B. Khakural. 1997. Nitrogen mineralization from citrus tree residues under different production conditions. *Soil Science Society of America Journal* 61: 1226-1232.
- Fernández, F., K. Fabrizzi, and S. Naeve. 2017. Corn and soybean's season-long *in-situ* nitrogen mineralization in drained and undrained soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 107: 33-47.
- Franzluebbers, A. 1999. Microbial activity in response to water-filled pore space of variably eroded southern Piedmont soils. *Applied Soil Ecology* 11: 91-101.
- Gabriel, C., and L. Kellman. 2011. Examining moisture and temperature sensitivity of soil organic matter decomposition in a temperate coniferous forest soil. *Biogeosciences* 8: 1369-409.

- Ge, N., X. Weia, X. Wang, *et al.* 2019. Soil texture determines the distribution of aggregate-associated carbon, nitrogen and phosphorous under two contrasting land use types in the Loess Plateau. *Catena* 172: 148-157.
- Griffiths, R., A. Whiteley, A. O'Donnell, *et al.* 2003. Physiological and community responses of established grassland bacterial populations to water stress. *Applied and Environmental Microbiology* 69: 61-68.
- Gubry-Rangin, C., B. Hai, C. Quince, *et al.* 2011. Niche specialization of terrestrial archaeal ammonia oxidizers. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108(52): 21206-21211.
- Guntiñas, M., M. Leirós, C. Trasar-Cepeda, *et al.* 2012. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study. *European Journal of Soil Biology* 48: 73-80.
- Hansen, S., H. Jensen, N. Nielsen, *et al.* 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fertilizer Research* 27: 245-259.
- Hassink, J., L. Bouwman, K. Zwart, *et al.* 1993. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils. *Geoderma* 57: 105-128.
- Hatzenpichler, R. 2012. Diversity, physiology, and niche differentiation of ammonia-oxidizing archaea. *Applied and Environmental Microbiology* 78(21): 7501-7510.
- Hirzel, J., and F. Rodríguez. 2017. Response of rice to increasing nitrogen rates in five soils with different mineralizable nitrogen levels. *Journal of Plant Nutrition* 40: 382-390.
- Hu, W., S. Tian, Q. Di, *et al.* 2018. Nitrogen mineralization simulation dynamic in tobacco soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 18(2): 448-465.
- Janssen, B. 1996. Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. *Plant and Soil* 181: 39-45.
- Jarvis, S., E. Stockdale, M. Shepherd, and D. Powlson. 1996. Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: processes and measurement. *Advances in Agronomy* 57: 187-235.
- Jiang, X., X. Hou, X. Zhou, *et al.* 2015. pH regulates key players of nitrification in paddy soils. *Soil Biology and Biochemistry* 81: 9-16.
- Jobbagy, E., and R. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10(2): 423-436.

- Kleber, M., P. Sollins, and R. Sutton. 2007. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry* 85: 9-24.
- Kolberg, R., B. Rouppet, D. Westfall, *et al.* 1997. Evaluation of an *in situ* net soil nitrogen mineralization in dryland agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 61: 504-508.
- Lal, R., 2016. *Encyclopedia of Soil Science*. 3rd edition. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Li, Z., D. Tian, B. Wang, *et al.* 2019. Microbes drive global soil nitrogen mineralization and availability. *Global Change Biology* 25(3): 1078-1088.
- Liu, Y. C. Wang, L. Xu, *et al.* 2020. Effect of grazing exclusion on the temperature sensitivity of soil net nitrogen T mineralization in the Inner Mongolian grasslands. *European Journal of Soil Biology* 97: 103-171.
- Lobos Ortega, I., M. Alfaro, and J. Martínez-Lagos. 2016. Soil nitrogen contribution to grasslands yield in southern Chile its implications for nitrogen use efficiency nitrogen use efficiency. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 16(2): 310-322.
- Luxhøi, J., S. Bruun, B. Stenberg, *et al.* 2006. Prediction of gross and net N mineralization-immobilization-turnover from respiration. *Soil Science Society of America Journal* 70: 1121-1128.
- Luzio, W y M. Casanova. 2006. *Avances en el conocimiento de los suelos de Chile*. Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- Marzi, M., K. Shahbazi, N. Kharazi, *et al.* 2020. The influence of organic amendment source on carbon and nitrogen mineralization in different soils. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 20: 177-191.
- Minasny, B., A. McBratney, and S. Salvador-Blanes. 2008. Quantitative models for pedogenesis – A review. *Geoderma* 144: 140-157.
- Morillas, L., J. Duran, A. Rodriguez, *et al.* Nitrogen supply modulates the effect of changes in drying-rewetting frequency on soil C and N cycling and greenhouse gas exchange. *Global Change Biology* 21: 3854-3863.
- Moyano, F., S. Manzoni, and C. Chenu. Responses of soil heterotrophic respiration to moisture availability: an exploration of processes and models. *Soil Biology and Biochemistry* 59: 72–85.
- Nájera, F., Y. Tapia, C. Baginsky *et al.* 2015. Evaluation of soil fertility and fertilisation practices for irrigated maize (*Zea mays* L.) under Mediterranean conditions in Central Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 15(1): 84-97.

Parton, W., D. Schimel, C. Cole, *et al.* 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains Grasslands1. *Soil Science Society of America Journal* 51(5):1173-1179.

Parton, W. 1996. The CENTURY model. p. 283-291. *In: Powlson, D., P. Smith and J. Smith (eds.) Evaluation of Soil Organic Matter Models.* Springer, Berlin, Heidelberg, Germany.

Raison, R., M. Connel, and P. Khanna. 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral N *in situ*. *Soil Biology and Biochemistry* 19: 521-530.

Reynolds, W., C. Drury, X. Yang, *et al.* 2008. Optimal soil physical quality inferred through structural regression and parameter interactions. *Geoderma* 146(3-4): 466-474.

Robertson, G. and P. Groffman. 2015. Nitrogen Transformations. p. 447-470. *In: Eldor, P. (ed.) Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry.* Vol. 4. Academic Press, Cambridge, Massachusetts, USA.

Rodríguez, J., D. Pinochet, y F. Matus. 2001. La fertilización de los cultivos. Ediciones LOM, Santiago, Chile.

Sadzawka, A., M. Carrasco, R. Grez, *et al.* 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación La Platina, Santiago, Chile.

Salazar, F., M. Alfaro, S. Ledgard, *et al.* 2011. Effect of the stocking rate and land slope on nitrogen losses to water on a grazed pasture of southern Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 11(2): 97-108.

Salazar, O., J. Vargas, F. Nájera, *et al.* 2014. Monitoring of nitrate leaching during flush flooding events in a coarse-textured flood plain soil. *Agricultural Water Management* 146: 218-227.

Salazar, O., C. Rojas, F. Avendaño, *et al.* Inorganic nitrogen losses from irrigated maize fields with narrow buffer strips. 2015. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 102: 359-370.

Salazar, O., F. Nájera, W. Tapia, *et al.* 2017. Evaluation of the DAISY model for predicting nitrogen leaching in coarse-textured soils cropped with maize in the Mediterranean zone of Chile. *Agricultural Water Management* 182: 77-86.

Salazar, O., M. Casanova, F. Nájera, *et al.* 2020. Net Nitrogen Mineralisation in Maize-Cover Crop Rotations in Mediterranean Central Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 20: 1042-1050.

Sandoval, M., J. Dörner, O. Seguel, *et al.* 2012. Métodos de análisis físicos de suelos. Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Universidad de Concepción, Chillán, Chile.

- Schaetzl, R. and M. Thompson. 2016. Soils: genesis and geomorphology. Cambridge University Press, New York, USA.
- Shibata, H., R. Urakawa, H. Toda, *et al.* 2011. Changes in nitrogen transformation in forest soil representing the climate gradient of the Japanese archipelago. *Journal of Forest Research* 16: 374-385.
- Schomberg, H., S. Wietholter, T. Griffin, *et al.* 2009. Assessing indices for predicting potential nitrogen mineralization in soils under different management systems. *Soil Science Society of America Journal* 73(5): 1575-1586.
- Sierra, J. 2006. A hot-spot approach applied to nitrification in tropical acid soils. *Soil Biology and Biochemistry* 38(4): 644-652.
- Stanford, G., and E. Epstein. 1974. Nitrogen mineralization-water relations in soils. *Soil Science Society of America Journal* 38(1): 103-107.
- Stolpe, N., and P. Undurraga. 2016. Long term climatic trends in Chile and effects on soil moisture and temperature regimes. *Chilean Journal of Agricultural Research* 76(4): 487-496.
- The World Bank. 2016. Fertilizer consumption (kilograms per hectare of arable land). [en línea] <https://data.worldbank.org/indicator/AG.CON.FERT.ZS> [consulta : 05 enero 2021]
- Valentine, D. 2007. Adaptations to energy stress dictate the ecology and evolution of the Archaea. *Nature Reviews Microbiology* 5(4): 316-323.
- Venterea, R., J. Coulter, and M. Dolan. 2016. Evaluation of intensive “4R” strategies for decreasing nitrous oxide emissions and nitrogen surplus in rainfed corn. *Journal of Environmental Quality* 45: 1186-1195.
- Wienhold, B. 2007. Comparison of laboratory methods and an *in situ* method for estimating nitrogen mineralization in an irrigated silt-loam soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 38: 1721-1732.
- Yao, H., Y. Gao, G. Nicol, *et al.* 2011. Links between ammonia oxidizer community structure, abundance, and nitrification potential in acidic soils. *Applied and Environmental Microbiology* 77(13): 4618-4625.
- Yao, Y., M. Shao, X. Fu, *et al.* 2019. Effect of grassland afforestation on soil N mineralization and its response to soil texture and slope position. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 276: 64-72.
- Zeng, C., Q. Wang, F. Zhang, *et al.* 2013. Temporal changes in soil hydraulic conductivity with different soil types and irrigation methods. *Geoderma* 193-194: 290-299.

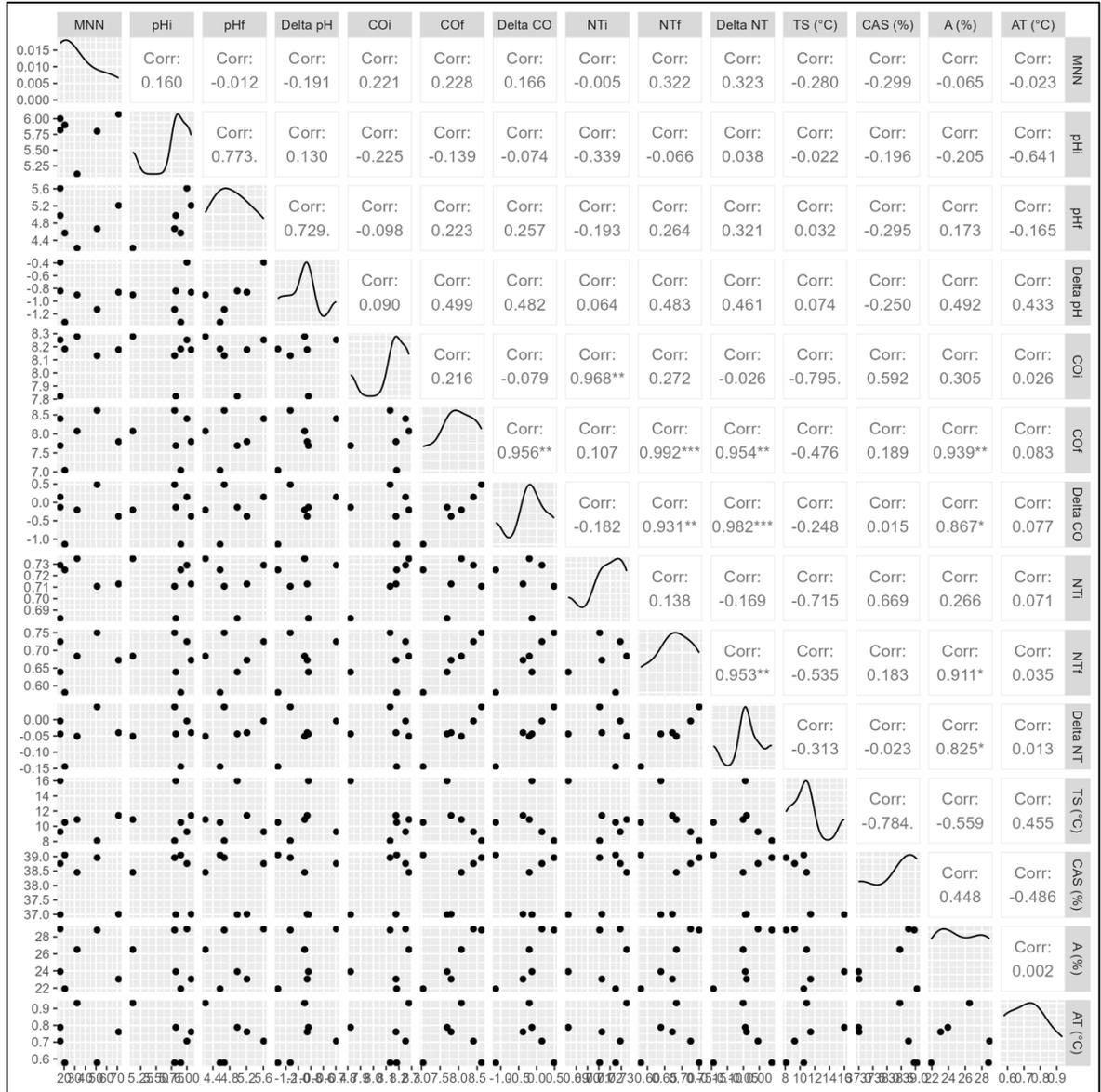
Zhang X., Q. Wang, J. Xu, *et al.* 2015. *In situ* nitrogen mineralization, nitrification, and ammonia volatilization in maize field fertilized with urea in Huanghuaihai Region of Northern China. PLoS ONE 10(1): e0115649.

Zhao, W., J. Zhang, C. Müller, *et al.* 2018. Effects of pH and mineralisation on nitrification in a subtropical acid forest soil. Soil Research 56: 275-283.

Zou, C., J. Grove¹, R. Pearce, *et al.* 2019. What happens to *in situ* net soil nitrogen mineralization when nitrogen fertility changes?. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 182: 296-306.

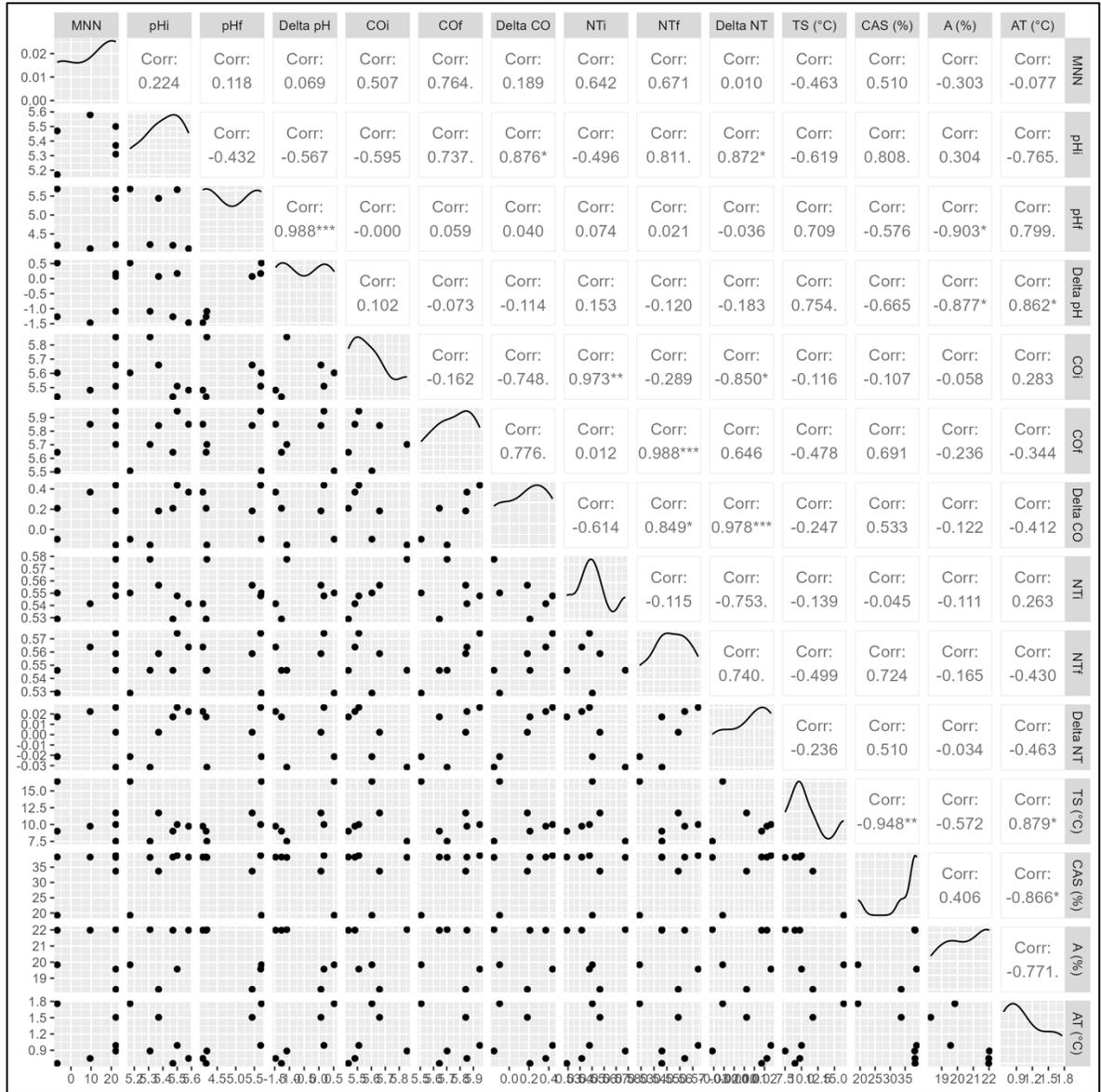
APÉNDICES

A1: matriz de correlación sitio San Carlos (SC)



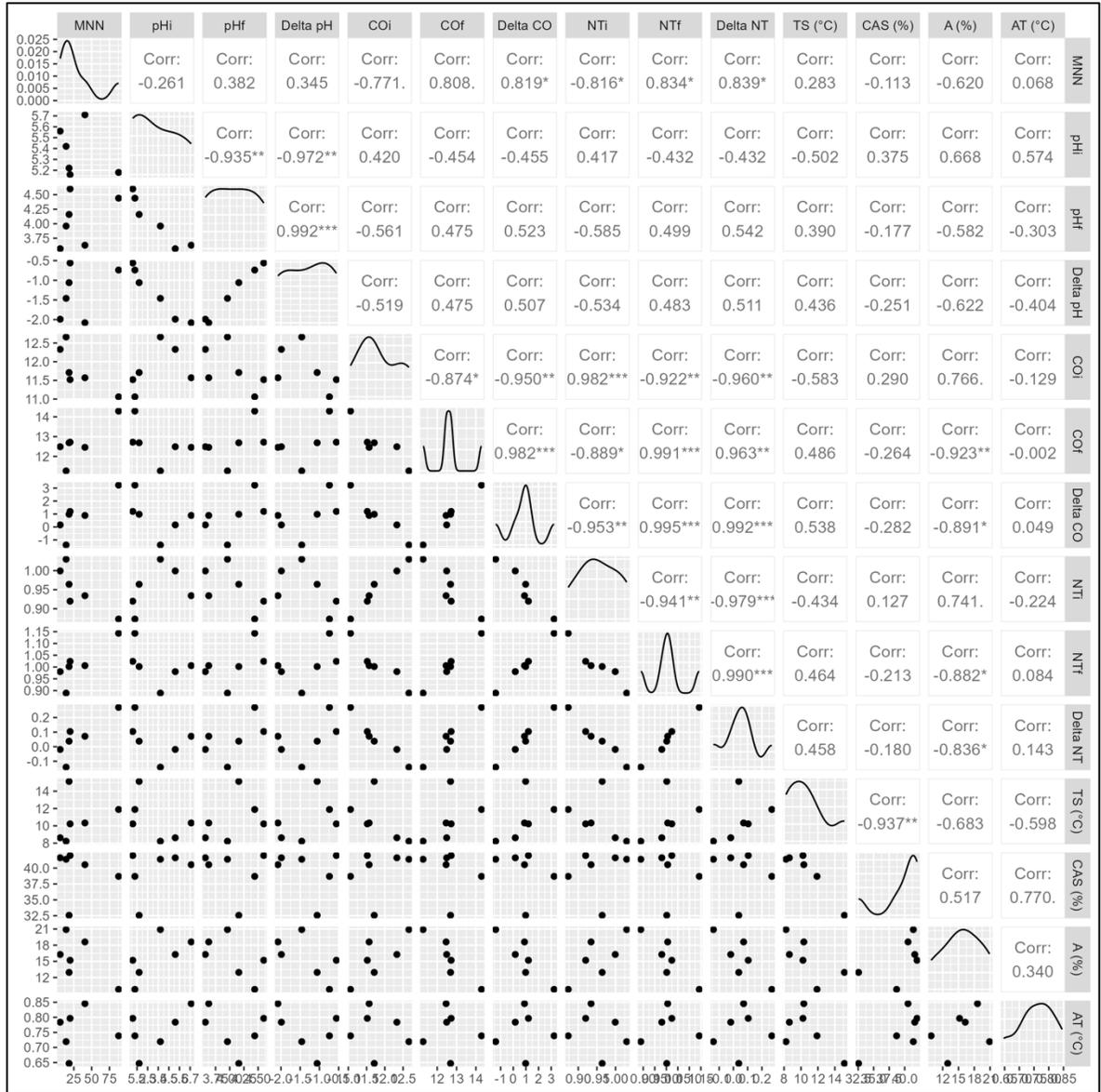
Apéndice 1. Correlación entre mineralización neta de nitrógeno (MNN), propiedades de suelo (pH; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A [%]: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS o Θ : contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). i: inicial; f: final. Delta COS: $COS_f - COS_i$; Delta NT: $NT_f - NT_i$ y Delta pH: $pH_f - pH_i$.

A2: matriz de correlación sitio Los Ángeles (LA)



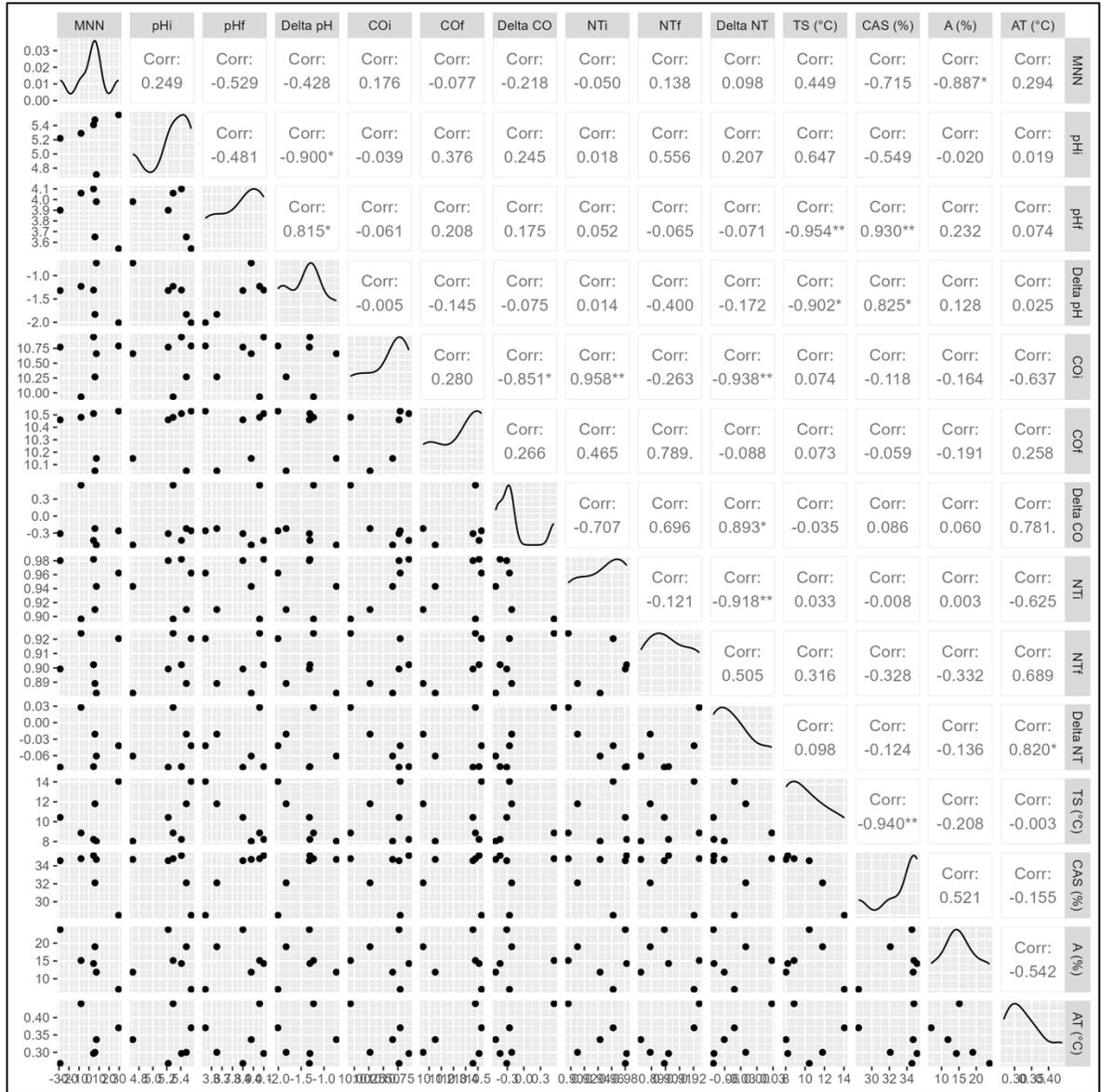
Apéndice 2. Correlación entre mineralización neta de nitrógeno (MNN), propiedades de suelo (pHi; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A [%]: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS o Θ : contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). i: inicial; f: final. Delta COS: $COS_f - COS_i$; Delta NT: $NT_f - NT_i$ y Delta pH: $pH_f - pH_i$.

A3: matriz de correlación sitio Faja Maisan (FM)



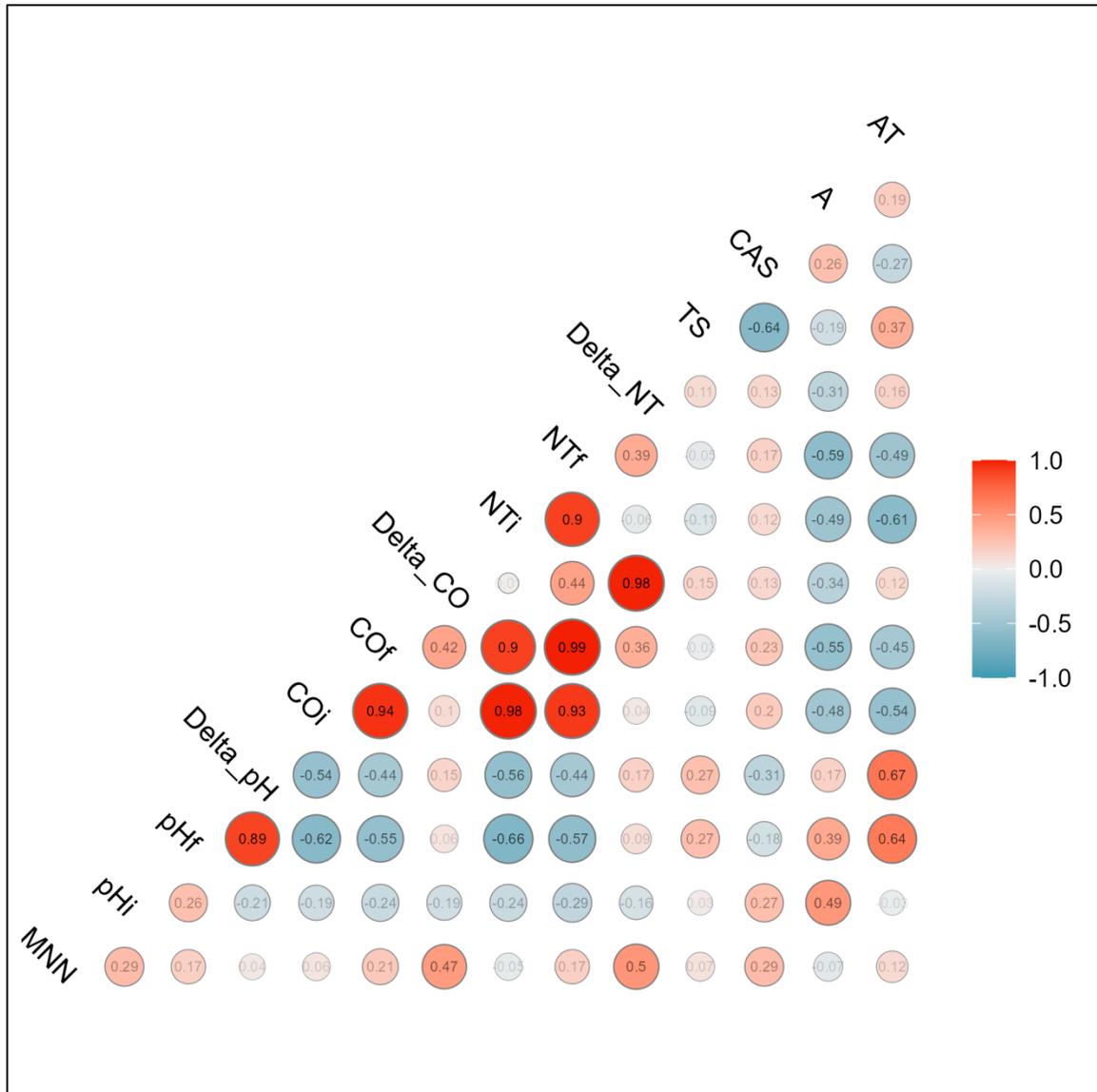
Apéndice 3. Correlación entre mineralización neta de nitrógeno (MNN), propiedades de suelo (pHi; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A [%]: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS o Θ : contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). i: inicial; f: final. Delta COS: $COS_f - COS_i$; Delta NT: $NT_f - NT_i$ y Delta pH: $pH_f - pH_i$.

A4: matriz de correlación sitio Oromo (OR)



Apéndice 4. Correlación entre mineralización neta de nitrógeno (MNN), propiedades de suelo (pHi; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A [%]: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS o Θ : contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). i: inicial; f: final. Delta COS: $COS_f - COS_i$; Delta NT: $NT_f - NT_i$ y Delta pH: $pH_f - pH_i$.

A5: matriz de correlación con todos los datos



Apéndice 5. Correlación realizada con todos los datos recopilados durante el periodo de monitoreo entre mineralización neta de nitrógeno (MNN), propiedades de suelo (pH; CO: carbono orgánico; NT: nitrógeno total; A: porcentaje de arcilla) y factores ambientales (TS: temperatura del suelo; CAS o Θ : contenido de agua del suelo, AT: amplitud térmica). i: inicial; f: final. Delta COS: $COS_f - COS_i$; Delta NT: $NT_f - NT_i$ y Delta pH: $pH_f - pH_i$.