



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Agronomía -Programa de Magister en Ciencias Agronómicas



**DEPENDENCIA ESPACIAL DEL AZUFRE Y NITRÓGENO
MINERALIZABLE DEL SUELO COMO FUNDAMENTO AL
MANEJO DE FERTILIZACIÓN SITIO ESPECÍFICO**

Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias Agronómicas con
Mención en Ciencias del Suelo y Recursos Naturales

GONZALO JOSÉ LUNA RODRÍGUEZ
CHILLÁN-CHILE
2017

Profesor Guía: Carolin Córdova Sáez
Dpto. de Suelos y Recursos Naturales, Facultad de Agronomía
Universidad de Concepción



DEPENDENCIA ESPACIAL DEL AZUFRE Y NITRÓGENO MINERALIZABLE DEL SUELO COMO FUNDAMENTO AL MANEJO DE FERTILIZACIÓN SITIO ESPECÍFICO

Aprobada por:

Carolin Córdova Sáez
Ing. Agrónomo, Mg. Cs., Dr.

Profesor Guía

Erick Zagal Venegas
Ing. Agrónomo, Mg. Cs., Dr.

Evaluador Interno

Juan Barrera Berrocal
Ing. Agrónomo, Dr.

Evaluador Interno

Inés Figueroa Cares
Ing. Agrónomo, Mg. Cs., Dr.

Director Programa



AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada proyecto FONDECYT 11130447 “Potencial Decrease on Soil Sulphur Fertility in Central and Southern Chile Caused by Global Reduced Gas Emissions” dirigido por la Dra. Carolin Córdova Sáez, Universidad de Concepción, Facultad Agronomía, Campus Chillán.

Además, agradecer al programa de formación de capital humano avanzado CONICYT, Becas Magister Nacional/ 22151223-2015.



TABLA DE CONTENIDOS

	Página
Índice de figuras y tablas.....	vi
Resumen.....	1
Summary.....	2
Introducción.....	2
Hipótesis.....	19
Objetivos general.....	19
Objetivos específicos.....	20
Materiales y Métodos.....	20
Resultados y Discusión.....	27
Conclusiones.....	61
Literatura citada.....	61



ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

		Página
Figura 1	Diagrama conceptual del ciclo del azufre (modificado de Stevenson, 1986).....	8
Figura 2	Diagrama conceptual del ciclo del nitrógeno (modificado Stevenson, 1986).....	10
Figura 3	Gráfica del variograma experimental y sus componentes (modificado de Webster y Oliver, 2007).....	17
Figura 4	Esquema del diseño anidado optimizado aplicado a este estudio. Las líneas verticales representan los puntos de muestreos (m) (modificado de Lark, 2005).....	18
Figura 5	Diseño de muestreo anidado optimizado utilizado en terreno.....	24
Figura 6	La media (a) y mediana (b) de las cantidades mineralizadas de S cuantificadas el día 3, 7, 21, 42, 56 en un suelo Inceptisol en la temporada de primavera.....	32
Figura 7	Cantidades mineralizadas de S acumulado en el tiempo cuantificado los días 3, 7, 21, 42 y 56 (8 semanas) en un suelo Inceptisol en la temporada de primavera, ajustada a línea de tendencia.....	34
Figura 8	Aproximación al variograma considerando la acumulación de los componentes de la varianza de la mineralización de S-SO ₄ ⁻² en un suelo Inceptisol en temporada de primavera.....	38

Figura 9	La media (a) y mediana (b) de las cantidades mineralizadas de S cuantificadas el día 3, 7, 14 y 21 en un suelo Andisol en la temporada de primavera.....	42
Figura10	Cantidades mineralizadas de S acumulado en el tiempo cuantificado los días 3, 7, 14 y 21 en un suelo Andisol en la temporada de primavera, ajustada a línea de tendencia.....	43
Figura11	Componente de varianza del S mineralizado cuantificado en un suelo Andisol en temporada de primavera.....	46
Figura12	La media (a) y mediana (b) de las cantidades mineralizadas de N-NO ₃ ⁻ cuantificadas el día 7 y 21 en un suelo Andisol en la temporada de primavera.....	50
Figura13	Cantidades mineralizadas de N acumulado en el tiempo cuantificado los días 7 y 21 en un suelo Andisol en la temporada de primavera.....	51
Figura14	Cantidades mineralizadas de S acumulado en el tiempo cuantificado los días 3, 7, 14, 21, 42, 56 y 112 en un suelo Andisol en la temporada de primavera.....	53
Figura15	Cantidades mineralizadas de N acumulado en el tiempo cuantificado los días 3, 7, 14, 21, 42 y 56 en un suelo Andisol en la temporada de primavera.....	54
Figura16	Componente de varianza del N mineralizado cuantificado en un suelo Andisol en temporada de primavera.....	57

Tabla 1	Análisis físicos para muestras de suelo de ambos sitios de estudio, El Carmen suelo Andisol (EC_An) y Agua Santa suelo Inceptisol (AS_Inc), a dos estratas del perfil de suelo determinando textura, densidad real (Dr) y porcentaje de humedad base suelo seco (%HBSS) determinando punto de marchitez permanente (15 Atm) y capacidad de campo (1/3 Atm).....	21
Tabla 2	Análisis químicos para muestras de suelo de ambos sitios de estudio, El Carmen suelo Andisol (EC_An) y Agua Santa suelo Inceptisol (AS_Inc), a dos estratas del perfil de suelo.....	22
Tabla 3	Tabla resumen estadístico de S-sulfato mineralizable ($\text{mg SO}_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$ de suelo) de un suelo Inceptisol en temporada de primavera.....	29
Tabla 4	Estimación del componente de varianza de distancias anidadas de S- SO_4^{-2} mineralizable, calculando el componente de varianza acumulado jerárquicamente y la contribución al componente total de varianza en porcentaje (%)......	35
Tabla 5	Tabla resumen estadístico de S-sulfato mineralizable de un suelo Andisol en temporada de primavera.....	41
Tabla 6	Estimación del componente de varianza de distancias anidadas de S mineralizable, calculando el componente de varianza acumulado jerárquicamente y la contribución al componente total de varianza en porcentaje (%)......	45
Tabla 7	Tabla resumen estadístico de N-nitrato mineralizable de un suelo Andisol en temporada de primavera.....	48
Tabla 8	Estimación del componente de varianza de distancias anidadas de N-nitrato mineralizable, calculando el componente de varianza acumulado jerárquicamente y la contribución al componente total de varianza en porcentaje (%)......	55

DEPENDENCIA ESPACIAL DEL AZUFRE Y NITRÓGENO MINERALIZABLE DEL SUELO COMO FUNDAMENTO AL MANEJO DE FERTILIZACIÓN SITIO ESPECÍFICO

SPATIAL DEPENDENCE OF SOIL SULPHUR AND NITROGEN MINERALIZATION AS A PRINCIPLE FOR THE SITE SPECIFIC FERTILIZATION MANAGEMENT

Palabras adicionales: Geoestadística, variograma, muestreo espacial anidado, Inceptisol, Andisol.

RESUMEN

El nitrógeno (N) y el azufre (S), son determinantes en la productividad de un cultivo, y son deficientes a nivel mundial. El suministro natural de estos nutrientes proviene de la mineralización de la materia orgánica, pero este proceso varía específicamente según el sitio de producción, lo que generalmente es ignorado. El objetivo de esta investigación fue evaluar la dependencia espacial del S y N mineralizable a escala de campo en dos sitios contrastantes, de manera de optimizar el muestreo para análisis de procesos biológicos que se encuentren autocorrelacionados espacialmente y definir áreas de manejo para la aplicación diferenciada de fertilización combinada N-S. Se aplicó un diseño espacial anidado (n=96), utilizando distancias de 121,5m, 40,5m, 13,5m, 4,5m y 1,5m, en dos suelos, Inceptisol (34° S, 71° O, 153 msnm, 6-ha) y Andisol (37° S, 72° O, 268 msnm, 36-ha) respectivamente. La mineralización de N y S se midió a través de incubación abierta por 56 días, usando CaCl_2 (0,01 M), y posterior determinación por cromatografía iónica. La dependencia espacial fue a través de la aproximación al variograma usando probabilidad máxima residual y acumulación de varianza. La dependencia espacial de la mineralización de S fue de 40 m en ambos suelos, igual que la de N medida en el Andisol. Esto indicaría que un muestreo espacial

que pretenda autocorrelacionar espacialmente el suministro de S y N debería considerar un espaciamiento entre muestras de 40 m.

SUMMARY

Crop production and yield rely on the soil nitrogen (N) and sulphur (S), but the soil availability of these nutrients is deficient worldwide. The natural supply of S and N is provided by the mineralization of soil organic matter, however the spatial variability of the process within field is a factor usually disregarded. The objective of this research was to assess the spatial dependence of the mineralization of S and N at the field scale in two contrasting sites, in order to optimized spatial sampling encompassing biological process and further define differential management áreas for a combined N-S application. A nested analysis was applied (n=96) over two sites, Inceptisol site (34° S, 71° O, 153 msnm, 6-ha) and Andisol site (37° S, 72° O, 268 msnm, 36-ha), using interval distances of 121,5m, 40,5m, 13,5m, 4,5m, 1,5m, respectively. Soil S and N mineralization was measured using an open incubation system and CaCl_2 (0,01 M) to extract the soluble S and N over a period of 56 days, analysed for ion chromatography. The spatial dependence of the variables were calculated from the accumulated variances of the interval distances obtain from the application of the residual maximum likelihood analysis. The spatial dependence of S was 40 m in both sites, as well as the spatial dependence of N in the Andisol site. The results show that 40 m is the distance to considering the soil mineralization as critical factor on the supply of these elements.

INTRODUCCION

El excesivo crecimiento demográfico y la acelerada urbanización que está experimentando el planeta, permite predecir que para el año 2050 la demanda por alimento de la población mundial aumentaría en un 70%, lo que implicaría aproximadamente un billón de toneladas adicionales de cereales y unas 200

millones de toneladas de carne, lo que pone seriamente en riesgo la seguridad alimentaria (Swinnen y Van Herck, 2011). La FAO hace referencia a la seguridad alimentaria como el derecho que tienen todas las personas a tener el acceso físico, social y económico a la comida suficiente, segura y nutritiva, que supla sus necesidades alimenticias y que le permitan tener una vida activa y sana (FAO^a, 2002). Al desafío de aumentar la producción, se suma el mejorar y hacer más eficientes las prácticas agronómicas, produciendo el mínimo impacto en el medio ambiente (FAO^b, 2002).

Los esfuerzos de las ciencias agronómicas se centran en incrementar los rendimientos y calidad de los cultivos con mínimo impacto en el medio ambiente, con el fin de incrementar la producción por unidad de área cultivable para poder dar abasto a la demanda mundial tanto de cereales, leguminosas y semillas oleaginosas. Para ello el mejoramiento genético y el uso de fertilizantes son algunos factores que permiten lograr estos objetivos (Arshad *et al.*, 2010).

Uno de los nutrientes esenciales para el crecimiento y rendimiento de los cultivos es el “azufre” (S) (Grossman y Takahashi, 2001, Maruyama-Nakashita *et al.*, 2003, Wirtz y Droux, 2005, Arshad *et al.*, 2010). Por ejemplo, para los cultivos oleaginosos es muy importante la fertilización con S para la producción de aceites, tanto así que necesitan mucho más S que un cultivo de grano (Arshad *et al.*, 2010). También es muy relevante para los cultivos de leguminosas como fuente de proteína vegetal (Jezierny *et al.*, 2010), teniendo además implicancia en la fijación atmosférica de N₂ ya que la disponibilidad de S se encuentra estrechamente relacionada con la cantidad de enzima nitrogenasa y leghemoglobina, una hemoproteína presente en los nódulos de raíces en plantas vasculares asociadas a bacterias fijadoras (Divito y Sadras, 2014).

El S comparte ciertas características con el nitrógeno (N) respecto a su ciclo en el suelo, como por ejemplo su forma iónica de disponibilidad para la planta, sus formas solubles y sus pérdidas por lixiviación en los suelos (Aguilera *et al.*, 2002). Además, la eficiencia de absorción de N aumenta con la presencia de S, y según

la proporción, se potencializa la capacidad de absorción de las fuentes de N y S por la planta. Esta relación se explica ya que tanto el S como el N son los principales responsables en la síntesis de proteínas. La escasez de S reduce la utilización de N por los cultivos, aumentando la tasa de lixiviación de nitratos. Este hecho tiene una gran implicancia en la calidad nutricional del grano de los cultivos (Arshad et al., 2010).

Deficiencias de S en el siglo pasado no fueron constatadas porque las fuentes de aporte de S al suelo provenían de actividades humanas y del aporte traza de la aplicación de fertilizantes. Sin embargo, desde hace unos 30 años se han detectado suelos con deficiencia de S, principalmente en Europa donde se ha demostrado que el S disponible del suelo ha disminuido hasta niveles limitantes de rendimiento. Ello se ha debido a la evolución de la tecnología y requerimientos ambientales, que han determinado la utilización de fertilizantes nutriente-específicos de S, variedades de cultivo mejoradas de alto rendimiento mucho más exigentes en sus requerimientos nutricionales, la aplicación de agricultura intensiva, fungicidas sin contenidos de S y también las regulaciones ambientales que fuerzan la reducción de emisiones contaminantes de las industrias y con ello el dióxido de azufre (SO₂), por lo que se ha convertido en un hecho de importancia a nivel mundial (Järvan et al., 2008, Eriksen, 2009, Arshad et al., 2010).

Actualmente en Chile, estudios en suelos Andisoles de Aysén también están revelando deficiencias de este nutriente. Este tipo de suelo representa casi dos tercios de toda la superficie cultivada en Chile, alcanzando cerca de 40 millones de hectáreas (Aguilera et al, 2002). Estudios aislados han sido conducidos en Chile tanto en las cercanías de Osorno (41° S), como en la zona central, en las últimas décadas (Alfaro, 1999, Alfaro et al., 2006), y sin embargo, no han proliferado iniciativas que se enfoquen a solucionar o entender mejor la dinámica del S en el contexto suelo-cultivo (Aguilera et al, 2002).

Azufre en el suelo y en la producción de cultivos

Un punto clave para estimar los requerimientos de S en cualquier cultivo bajo diferentes sistemas productivos es el entendimiento de su ciclo biogeoquímico, puesto que este elemento puede encontrarse en formas orgánicas e inorgánicas. Desde el punto de vista nutricional de las plantas, las formas inorgánicas de S son de mayor importancia, ya que son asimiladas por sus raíces. Del S total del suelo, sólo una pequeña cantidad corresponde a las formas inorgánicas del S. Generalmente más del 95% se encuentra en su forma orgánica (Eriksen, 2009), constituyendo casi la mayor parte del humus del suelo, como un importante reservorio de S (Aguilera *et al*, 2002). El azufre orgánico se puede separar en dos grupos, (1) S-orgánicos no ligados directamente con carbono (C), atribuyéndose en su mayoría a enlaces tipo éster (C-O-S) y (2) los S-orgánicos ligados a enlaces de C, este último incluye a S contenido en aminoácidos, mercaptanos, disulfuros, sulfonas y ácidos sulfónicos. Bajo este concepto existen técnicas de separación basadas en agentes reductores de estos enlaces, lo que nos permite la extracción de estos compuestos del suelo, y es muy útil para determinaciones y cuantificaciones de S para análisis de suelos en laboratorio (Eriksen, 2009).

También, las comunidades microbianas del suelo juegan un importante rol en el ciclo del S, ya que son los responsables de las transformaciones de este nutriente en el suelo. Las reacciones mediadas por microorganismos son la mineralización, reacciones de reducción y oxidación e inmovilización de este compuesto.

Uno de los procesos de mayor interés para el estudio del S en el suelo es la inmovilización y la mineralización. La adsorción de sulfato en el suelo es un proceso abiótico y depende de la naturaleza del sistema coloidal, el pH, la concentración de otros iones y la misma concentración de sulfato en el suelo. Por ejemplo, el sulfato es adsorbido por óxidos hidratados de Fe y Al e interactúa con las superficies de las partículas de arcilla. Por otro lado, la mineralización es un proceso biológico que actúa liberando formas biodisponibles de S desde la materia orgánica, donde se libera sulfato como bioproducto de la reacción de oxidación de

C mediado por los microorganismos. El proceso de mineralización puede realizarse mediante dos vías (1) mineralización biológica, la ya recién mencionada, mediada por los microorganismos del suelo y (2) mineralización bioquímica, la cual es mediada por enzimas hidrolíticas que se encuentran en el suelo (Eriksen, 2009).

El sulfato (estado de oxidación +6) es la forma química que puede ser asimilada por los tejidos de las raíces reduciéndolo hasta llegar a la síntesis de los aminoácidos esenciales azufrados metionina (Met) y cisteína (Cyt), los cuales son de gran importancia ya que cumplen un importante rol (transversal a todos los reinos biológicos existentes) tanto en el metabolismo primario como en el secundario. En dichas formas orgánicas, el S se presenta como grupo funcional tiol (-SH) con su estado de oxidación (-2), siendo crucial para desarrollar todas las funciones bioquímicas en los organismos, como por ejemplos mantener estructuras terciarias y cuaternarias dentro de la estructura de las proteínas, ser parte del sitio catalítico de la enzima entre otros (Wirtz y Droux, 2005). Además, para la planta es crucial ya que el S sirve para biosintetizar moléculas importantes para el desarrollo de la planta como la coenzima A, biotina, tiamina, glutatión, clorofila y compuestos del metabolismo secundario, así como también participa en la fijación de nitrógeno en plantas de leguminosas (Eriksen, 2009).

Ciclo del Azufre

Existen distintos factores que interactúan en el ciclo del S (Figura 1). El S que encontramos en el suelo se originó producto de la meteorización de minerales del suelo, de erupciones volcánicas y de la espuma de mar. También, la atmósfera es una fuente de S en el suelo ya que en su composición posee SO_2 . En la actualidad, por efecto antrópico, el SO_2 es aportado mayoritariamente por la quema de combustibles fósiles e incendios. En la atmósfera es donde este compuesto se oxida y al reaccionar con el oxígeno y el vapor de agua atmosférico produce moléculas de sulfato que retornan al suelo (Granat y Rodhe, 1976).

Además, sulfuro de hidrógeno (H_2S) es liberado a la atmósfera por microorganismos del suelo como residuo de su respiración tanto en ecosistemas terrestres y acuáticos. Todos estos mecanismos de aporte de S son importantes para la acumulación de sulfato disuelto en el suelo, que es la forma iónica principal del ciclo del S, que puede ser absorbida por la planta y así entrar en las cadenas tróficas en la naturaleza, donde los animales se alimentan de estas y luego devuelven parte del S al sistema por sus deposiciones y su posterior descomposición al momento de su muerte. Por otro lado, un aporte directo de S al suelo por efecto antrópico son las prácticas agronómicas como la aplicación de fertilizantes azufrados, aportando compuestos como polisulfatos, bisulfatos y tiosulfatos contribuyendo directamente al contenido de SO_4^{-2} a la matriz del suelo. También existen formas inorgánicas de S estables que mediante una transformación igual suman al contenido total de sulfato, además existe sulfato adsorbido en las paredes de partículas que componen la matriz del suelo (arcillas), mientras otra cantidad de sulfato lixivias por los horizontes del suelo por efecto de las lluvias o el riego. La transformación del S a su forma de sulfato de los componentes en descomposición de la materia orgánica es mediada por las bacterias y por enzimas presentes en el suelo, ambas mediante reacciones de oxidación y reducción (Eriksen, 2009).

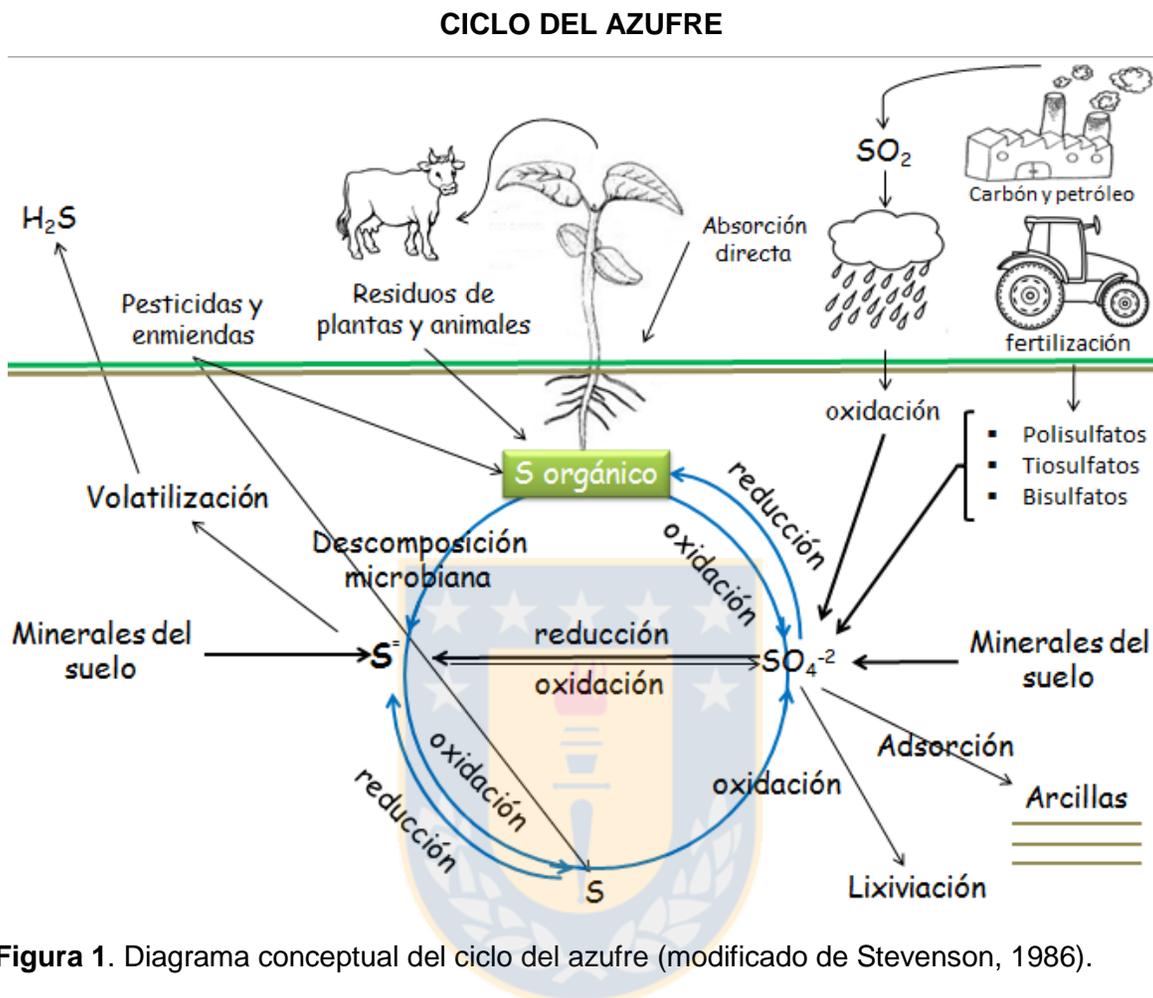


Figura 1. Diagrama conceptual del ciclo del azufre (modificado de Stevenson, 1986).

Nitrógeno en el suelo y en la producción de cultivos

El nitrógeno (N) es un nutriente distribuido ampliamente en la litósfera, atmósfera, hidrósfera y biósfera. No existen depósitos de N en la litósfera, por lo cual la producción de fertilizante se realiza desde el dinitrógeno (N₂) atmosférico no reactivo, transformándolo a formas de N reactivas. Una muy pequeña parte de este se encuentra en formas inorgánicas en el suelo, sino, en su mayoría se encuentra en sus formas orgánicas (Hofman y Cleemput, 2004). Tanto las fracciones de N inorgánico soluble e insoluble junto con el N orgánico representan el principal pool de nitrógeno en el suelo (Svenssons y Söderlund, 1976). El contenido de N mineral en el suelos se encuentra entre 0,05 -0,2 %, lo que

correspondería a 1750 a 7000 kg ha⁻¹ situado en la capa arable del suelo. Estas cantidades de N oscilan de acuerdo al tipo de suelo y los distintos procesos de formación de éste. Del N total encontrado en el suelo solo un pequeño porcentaje, menor o igual al 5%, es directamente disponible para las plantas, principalmente bajo las formas de nitrato (NO₃⁻) y amonio (NH₄⁺) (Hofman y Cleemput, 2004). Ambos elementos presentan un alto flujo en la tropósfera, donde el NH₄⁺ alcanza solo un rango de los 7 a 19 días y el NO₃⁻ un rango de 4-20 días (Svenssons y Söderlund, 1976). El resto se encuentra en formas orgánicas ligadas a la materia orgánica del suelo (MOS). Esta última se transforma lentamente a formas inorgánicas disponibles para la planta a través del proceso de mineralización (Hofman y Cleemput, 2004).

El N es el nutriente esencial más limitante en la producción de cultivo ya que constituye en su mayoría la estructura de las plantas. Es un componente esencial de moléculas indispensables como la clorofila, enzimas, proteínas, etc. Este se dice el más importante por el hecho que se necesita en cantidades bastante altas en comparación con los demás nutrientes esenciales. Este estimula el crecimiento de raíces y el desarrollo de cultivos por lo que todas las plantas responden rápidamente a las aplicaciones de N, a excepción de las plantas leguminosas, las cuales son capaces de fijar N atmosférico (Hofman y Cleemput, 2004).

En la mayoría de los ecosistemas, el N en el suelo es sometido a muchas transformaciones en el continuo suelo-planta-agua-atmósfera, donde este se mueve desde el suelo a la planta y viceversa a través de los residuos de estas mismas. Estas transformaciones y flujos constituyen el “ciclo del nitrógeno” (figura 2). En ecosistemas naturales, tanto las entradas como las pérdidas de este ciclo se mantienen en equilibrio. En cambio, en sistemas agrícolas, el ciclo se ve perturbado por las aplicaciones sustanciales de fertilizantes nitrogenados con el fin de mantener y/o aumentar la productividad del cultivo. La aplicación de este nutriente en el manejo agrícola ha provocado la contribución para grandes aumentos en la producción mundial de alimentos (Hofman y Cleemput, 2004).

El ciclo del nitrógeno, tanto en sistemas agrícolas como naturales, actúa con un rango de estado de oxidación desde -3 en NH_4^+ a +5 en NO_3^- . El estado de oxidación depende de las condiciones medioambientales a las cuales se encuentra expuesto (Hofman y Cleemput, 2004).

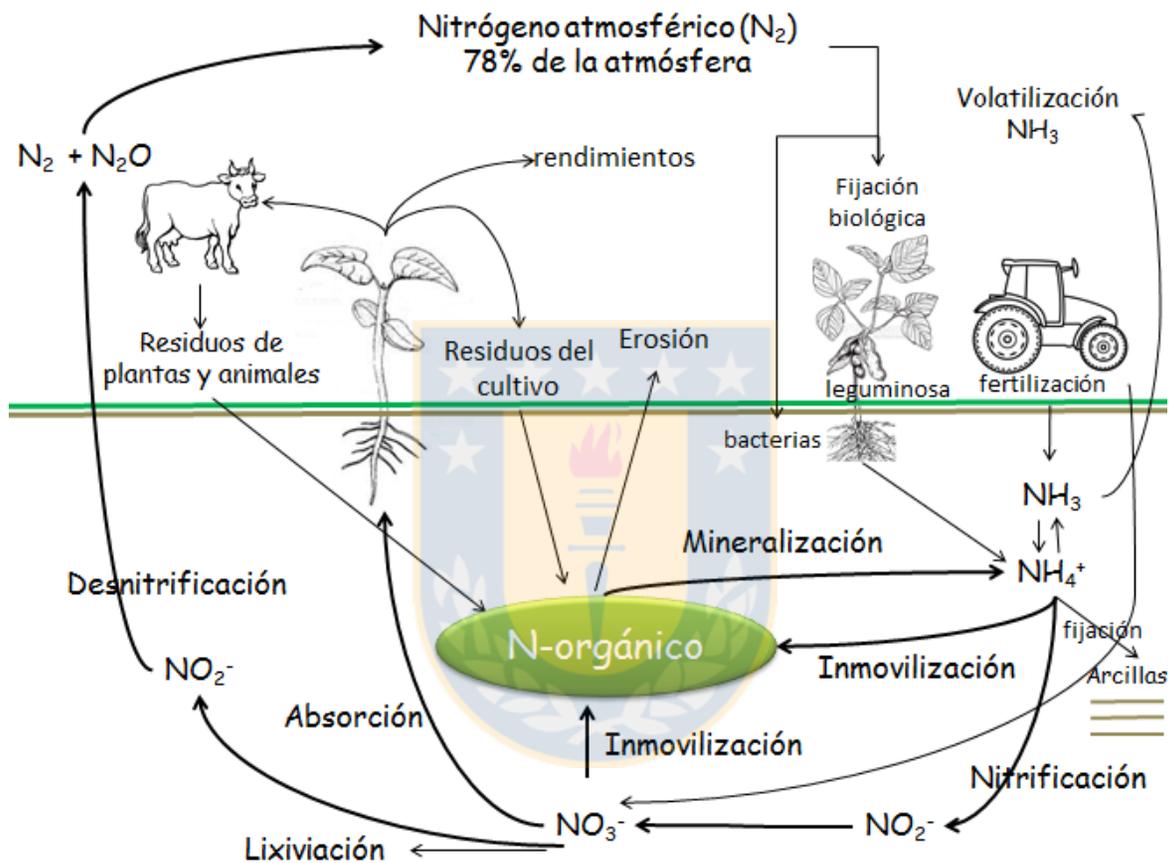


Figura 2. Diagrama conceptual del ciclo del nitrógeno (modificado Stevenson, 1986).

El ciclo del nitrógeno

La biósfera contiene gran cantidad de compuestos nitrogenados. Esta gama de compuestos tiene distintas propiedades físicas y químicas haciendo sus flujos y conversiones altamente complejos y de una alta variabilidad como N_2 , $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ (amoníaco/amonio), N_2O (óxido nitroso), NO (óxido de nitrógeno), NO_2 (dióxido de nitrógeno), $\text{HNO}_2/\text{NO}_2^-$ (ácido nitroso/nitrito) $\text{HNO}_3/\text{NO}_3^-$ (ácido nítrico/nitrato) y

nitrógeno orgánico. Algunos de los compuestos nitrogenados presentes en su ciclo tienen periodos muy cortos de ciclaje en los distintos reservorios, sobre todo en la atmósfera, he ahí su alta variabilidad de las concentraciones de las diferentes formas de nitrógeno (Svenssons y Söderlund, 1976).

La introducción de la agricultura por el hombre ha incrementado las tasas de flujos del N en la biósfera vía lixiviación y pérdidas a la atmósfera comparado bajo sistemas naturales. Con el desarrollo industrial también se ha visto aumentado la tasa de compuestos ácidos liberados a la atmósfera convergiendo en problemas medio ambientales. Ácidos nitrogenados depositados en suelos, lagos o ríos causarían serios problemas de acidificación de estos, lo que acompañado de la irrigación e uso intensivo de fertilizantes nitrogenados industriales conducirían a incrementar la concentración de nitratos a niveles tóxicos en aguas subterráneas, usualmente utilizadas para propósitos domésticos y consumo humano (Svenssons y Söderlund, 1976).

De manera natural, el N_2 gaseoso atmosférico (estado de oxidación 0) puede ser convertido a otras formas más oxidadas de N por acción de relámpagos, llegando finalmente a su estado más oxidado (estado de oxidación +5) el NO_3^- . Este se deposita en los suelos siendo consumido por las plantas para su crecimiento. También existen otras formas de fijación del N atmosférico, mediante acción biológica mediada por microorganismos del suelo, los que convierten el N_2 gaseoso a NH_4^+ (estado de oxidación +3). Este último es un proceso mucho más importante que la reacción provocada por relámpagos. El NH_4^+ es un compuesto que participa en muchas reacciones biológicas protagonizadas por las plantas (Hofman y Cleemput, 2004).

Otra entrada de N al sistema suelo, es mediante la descomposición de residuos de orgánicos de animales y plantas. Este N-orgánico es sometido a una serie de transformaciones en el suelo mediante acción microbiana para convertirlo a formas inorgánicas. Primero, realizan la formación de NH_4^+ , mediante reacciones de amonificación y finaliza en la formación de NO_3^- , mediante reacciones de

nitrificación. Este N inorgánico es solo una pequeña fracción del N total que se encuentra en el suelo, ya que principalmente se encuentra en sus formas orgánicas en la superficie del suelo. En su mayoría formando proteínas (20-40%), también amino-azúcares, tales como hexosaminas (5-10%), purinas y pirimidinas (>1%) y una gran cantidad de compuestos complejos como la lignina, entre otros. También, bajo condiciones anaeróbicas el NO_3^- puede ser convertido a varias formas oxidadas de N transformándolo finalmente en N_2 gaseoso proceso denominado desnitrificación, retornando a la atmósfera y cerrando el ciclo (Hofman y Cleemput, 2004).

En ecosistemas agrícolas, todas las aplicaciones de fertilización con N orgánico o inorgánico son sometidos a los mismos procesos de transformación y pueden influir en la velocidad de estos en el sistema. En estos ecosistemas, las ganancias de N del sistema serían deposiciones animales, residuos vegetales, fijación biológica, aplicación de enmiendas orgánicas y fertilizantes inorgánicos y así como las pérdidas o salida del N del sistema la lixiviación a través del perfil de suelo, volatilización y desnitrificación, además del N removido por el cultivo para producción de biomasa. Siendo clave para los rendimientos y producción del cultivo, he ahí la importancia y necesidad de la aplicación de fertilizantes nitrogenados (Hofman y Cleemput, 2004).

Muy importante en el ciclaje de este nutriente son las reacciones de mineralización e inmovilización mediadas por la biomasa microbiana del suelo. Esta transforma continuamente el N de sus formas orgánicas a inorgánicas disponibles para la planta. A su vez, esta misma masa microbiana del suelo representa una cantidad del N en suelo cercano a los 50 a 100 kg ha^{-1} . Como ya se mencionó, la mayor parte del N en el suelo se encuentra presente en la MOS. El N-orgánico se encuentra estabilizado en la materia orgánica muy poco susceptible a la degradación de estos microorganismos, así como asociados a otros iones inorgánicos como también adsorbidos y/o absorbidos por la superficie de las arcillas. Por diversos métodos físicos y químicos podemos caracterizar varios

reservorios de materia orgánica, subdividiéndola en materia orgánica “antigua” y material orgánico “fresco” recién incorporado. Esta división es usada para entender y caracterizar las transformaciones del N-orgánico (Hofman y Cleemput, 2004).

Los microorganismos mineralizan lentamente las sustancias orgánicas a NH_4^+ , el cual es convertido por otros microorganismos finalmente a NO_3^- . La velocidad de mineralización depende tanto del tipo de suelo, tipo de residuo y factores medioambientales, siendo del orden de 0,5 a 1 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ en sistemas agrícolas con alta o baja entrada de materia orgánica. Y 1 a 1,5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ aproximadamente en sistemas de praderas (Hofman y Cleemput, 2004).

Por otro lado, la inmovilización del N mineral puede ocurrir por la incorporación de residuos fresco orgánicos. Cuando este material posee bajos contenidos de N los microorganismos se ven desprovisto del N suficiente, por lo que el pool de N mineral del suelo decae, dejando menos N disponible para las plantas. Por lo que residuos con altas tasa de relación C:N (como la paja de cereales) resulta en inmovilización de este nutriente. En cambio, la incorporación de residuos con baja relación C:N (como residuos de leguminosas) resulta en mayores tasas de mineralización de N (Hofman y Cleemput, 2004).

Fertilizantes azufrados y agricultura sustentable

Estimaciones realizadas en el año 2009 proyectaban para la actualidad, un déficit global de S cercano a las 11 millones de toneladas por año, siendo Asia y América las regiones que presentarían la mayor carencia. La deficiencia de S en los suelos se está convirtiendo en un principal factor que limitan los aumentos en la producción, por ende se está estimulando la demanda por parte de los agricultores de fertilizantes azufrados, incitando a la industria del fertilizante a desarrollar nuevas tecnologías innovadoras para el uso más eficiente de estos y nuevos productos para este mercado potencial. Los fertilizantes con contenido de sulfato más populares por su uso son sulfato de amonio, superfosfato simple (SSP),

sulfato de potasio, sulfato de potasio y magnesio, por nombrar algunos. Este tipo de fertilizante se diferencia de los que contienen S en su forma elemental, en que estos proporcionan sulfato inmediatamente para la absorción por la planta, en cambio los otros necesitan un proceso de oxidación para quedar biodisponibles. La manufactura de fertilizantes azufrados está creando nuevos productos que alcanzan bastante especificidad de acuerdo a los cultivos y necesidad de los suelos a ser aplicados (Messick et al., 2005).

La fertilización con S asegura un aumento en la calidad y producción de los cultivos, pero además mejora el estado de resistencia en plantas, a través de la estimulación de sus mecanismos de defensa evitando el uso de grandes dosis de agroquímicos como los pesticidas, también mejora en la absorción de N evitando que sus formas contaminantes lleguen a aguas superficiales y subterráneas, así evitando la liberación de sus formas gaseosas y ayudando a la calidad de la atmósfera (Schnug y Haneklaus, 2005).

Variabilidad espacial del suelo y geoestadística

El suelo es un cuerpo muy complejo, ya que durante su formación actuaron una diversidad de factores que lo han transformado hasta como lo apreciamos hoy en día. Existe una gran cantidad de procesos que han participado en la formación de los suelos a lo largo de la historia de la Tierra, y estos a su vez han interactuado con muchos otros los que han causado la amplificación de diferencias en suelos incluso de un mismo material parental por medio de retroalimentación positiva causando la gran variabilidad actual de las propiedades encontradas en estos (Webster, 2000).

La variación que encontramos en el suelo es atribuida a factores que actúan a diferentes escalas espaciales. Estos pueden ser a una escala muy pequeña entre agregados del suelo (por ejemplo a nivel microscópico, como movimiento de aguas entre las partículas del suelo) o extensivamente grande a niveles continentales (como la humedad del suelo a escala continental) (Lark, 2005; Lark y

Corstanje, 2009). Esta variación presentada por el suelo influencia directamente procesos muy importantes como los ciclos del agua, carbono, nutrientes, en el crecimiento de la vegetación, por mencionar algunos (Lark, 2005).

Al momento de analizar estadísticamente alguna propiedad en el suelo con herramientas de estadística clásica dificulta el análisis, ya que estas presentan limitaciones, como por ejemplo actúan sobre el supuesto de que el suelo se distribuye aleatoriamente, lo que no es correcto, sino, la formación de este es un proceso más bien determinístico regido por leyes físicas. Otra limitación es la utilización de un promedio de la muestra como predictor de cualquier sitio del predio muestreado, lo cual no es correcto, ya que esto enmascara la verdadera distribución espacial que presenta una propiedad determinada. Tampoco la estadística clásica es capaz de tomar los datos recogidos y predecir algún dato dentro de las cercanías de este mismo. Esto demanda ver el análisis de suelo desde otra perspectiva, desarrollando modelos de variación al azar mediante funciones de probabilidad con formulaciones matemáticas en combinación con los datos recopilados de las muestras de suelo, para la utilización de técnicas de predicción robustas para análisis de suelo que buscan minimizar la varianza de la predicción y así entregar una descripción de la variación de mi propiedad del suelo en estudio con un alto índice de confianza mesurable (Webster, 2000). La integración de estos conocimientos dio comienzo a un nuevo tipo de estadística denominada "geoestadística". Esta en un principio fue desarrollada para estimar las cantidades de oro para las actividades mineras en Sudáfrica. Esta técnica nos permite analizar y predecir valores de una propiedad distribuida en el espacio. La propiedad de interés se encuentra correlacionada espacialmente a una escala determinada. Esto quiere decir que el suelo no poseen un patrón de distribución al azar respecto a su ubicación en el espacio, sino que se encuentran correlacionadas espacialmente, por lo tanto se dice que poseen dependencia espacial unas sobre las otras. La dependencia espacial establece que la variable que toma un valor en un determinado punto del predio en estudio, depende del

valor que toma la misma variable en los puntos vecinos a ella. Las propiedades que presentan dependencia espacial toman valores más distintos mientras más distantes se encuentren de la ubicación de la muestra analizada, y mientras más cercana a esta, más similares será el valor que tome la variable. Este es el fundamento de la teoría de variables regionalizadas utilizadas por la geoestadística (Webster y Oliver, 2007; Webster y Lark, 2013). La geoestadística trata al set de datos espaciales muestreados como una realización de un proceso aleatorio para luego correlacionarlos espacialmente, determinando el aumento del componente de varianza de las muestras a distintos intervalos de distancia y direcciones. Con esta información se desarrolla una gráfica que nos permite definir parámetros importantes como la dependencia espacial de la propiedad en estudio. Esta gráfica se denomina “variograma” y es la piedra angular de la geoestadística para estimar, interpretar y modelar correctamente. Para poder obtener esta gráfica debemos calcular la semivarianza de los datos a las distintas distancias ensayadas del muestreo. Esta es calculada como el cuadrado de la diferencia entre par de valores vecinos de las distintas realizaciones, como z_1 y z_2 , z_2 y z_3 , y así sucesivamente para cada distancia definidos por posición, y luego promediados (Webster y Oliver, 2007).

Y está definida por:

$$\gamma(\mathbf{h}) = \frac{1}{2m(\mathbf{h})} \sum_{i=1}^{m(\mathbf{h})} \{z(\mathbf{x}_i) - z(\mathbf{x}_i + \mathbf{h})\}^2$$

Donde $m(\mathbf{h})$ es el número de pares de los puntos (\mathbf{z}_{x_i}) de datos separados por un determinado vector de distancia \mathbf{h} . Por cada distancia distinta (h) ensayada se van obteniendo distintas semivarianzas, con las cuales se construye el variograma experimental. Este se compone de dos ejes, uno es el componente de varianza acumulada (eje Y) y las distancias ensayadas (eje X) (Figura 3). En él podemos definir la función de autocorrelación espacial de la propiedad en estudio, encontrando definidos parámetros como el rango, que define la distancia de la

dependencia espacial; la meseta, que me muestra la distancia límite de la dependencia espacial y el efecto pepita o nugget, el cual revela la variabilidad no explicada intrínseca de la propiedad (Webster y Oliver, 2007).

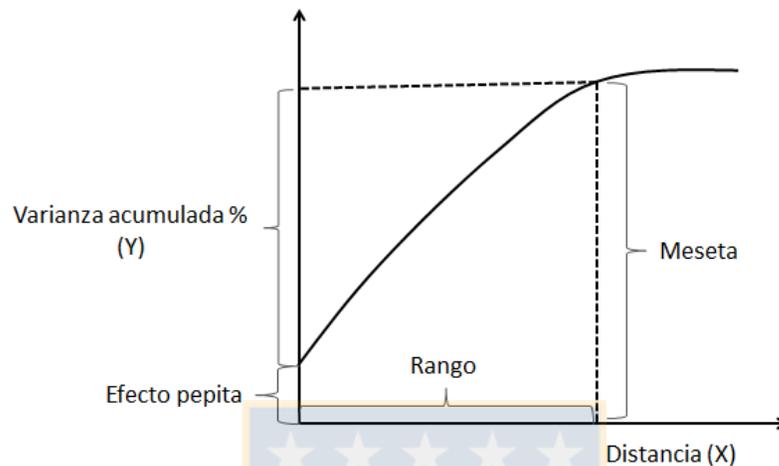


Figura 3. Gráfica del variograma experimental y sus componentes (modificado de Webster y Oliver, 2007).

Diseño anidado

Al momento que nosotros realizamos una investigación en suelos, debemos planificar un diseño que nos permita proporcionar información cuantitativa de las propiedades del suelo objetivo que nos permitan entender las variaciones de los procesos de interés en todas sus escalas pertinentes (Lark, 2005). Para cumplir este objetivo, una excelente herramienta es la utilización de un diseño de muestreo anidado espacial optimizado. El cual utiliza una estructura jerárquica que separa diferentes intervalos de distancias de muestreo, asumidos como fuente de variación. Por lo tanto, la distancia más pequeña está contenida dentro de las más grandes, y así sucesivamente (Webster y Lark, 2013).

En la práctica se designan estaciones de muestreo principales (nivel 1), separados unos de otros por una distancia d_m previa escogida. Una vez designadas las estaciones principales, dos subestaciones (nivel 2) son escogidas y separadas una de otras por una distancia d_{m-1} . La orientación del vector entre la estación

principal y las subestación es escogida al azar. Este procedimiento se repite sobre cada subestación de nivel $m-1$, y escogemos dos puntos de muestreos más separados por otra distancia d_1 (Lark, 2005).

El objetivo de este diseño optimizado es especificar la distancia de muestreo recomendado para el análisis de variabilidad espacial de alguna propiedad a estudiar (Webster y Lark, 2013). La topología utilizada definida por Webster y Lark, 2013 en este estudio es mostrada en la Figura 4.

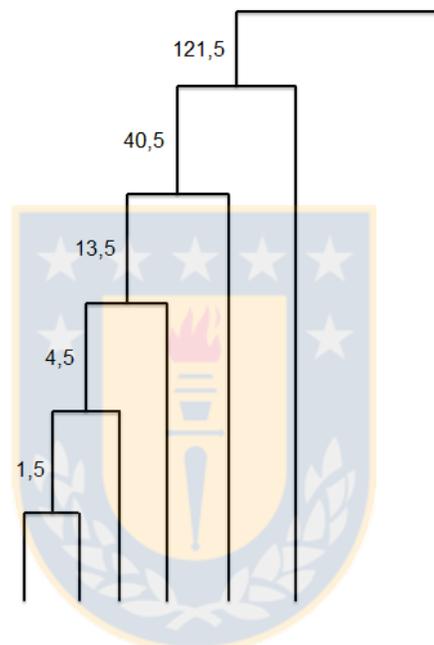


Figura 4. Esquema del diseño anidado optimizado aplicado a este estudio. Las líneas verticales representan los puntos de muestreos (m) (modificado de Lark, 2005).

Geoestadística: desafío y aplicabilidad actual en sistemas productivos agropecuarios

Existe presión económica y medio ambiental en los sistemas productivos agropecuarios, en el uso más eficiente de los recursos. El uso de fertilizantes en la agricultura representa alrededor de 50% del costo de producción. El desarrollo de técnicas de agricultura de precisión para la aplicación de dosis de fertilizantes ayudaría a afinar la estimación de los requerimientos de nutrientes por los cultivos y mantención de las concentraciones en el suelo significando un importante ahorro

de recursos económicos y mantención de las calidades ambientales. El análisis de rutina para determinar el estado de la fertilidad del predio es a través del muestreo tradicional que busca representar esta variabilidad. Este método es muy limitado debido a la pequeña cantidad de muestras y sus ubicaciones no logrando representar la variabilidad de la propiedad. Este tipo de métodos analíticos implican altos costos económicos. Por ende, la maximización de la eficiencia del muestreo es crucial en términos económicos y factibilidad práctica. La cuantificación de la distancia de muestreo para la mineralización de S en este suelo disminuiría el número de muestras conllevando una disminución de los costos económicos. Y por otro lado, aseguraría la máxima representación de la variabilidad del proceso, disminuyendo el error asociado. Así logrando generar interpolaciones mediante métodos geoestadísticos que permitan crear mapas con diferentes intensidades colorimétricas describiendo la capacidad de suministro de S en el campo a través de la mineralización. Y así, permitir a los profesionales tomar las mejores y adecuadas decisiones agronómicas en lo que respecta a la producción de cultivos.

HIPOTESIS

La similitud en los procesos de transformación entre los ciclos bioquímicos del nitrógeno y azufre inciden en la mineralización neta y en la disponibilidad de estos nutrientes para los cultivos con una dependencia espacial similar a nivel de campo. Este patrón espacial es útil para la aplicación de fertilización sitio-específico.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la dependencia espacial del S y N mineralizable del suelo para guiar un muestreo espacial que defina áreas de manejo para la aplicación diferenciada de fertilización combinada N-S.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar la dependencia espacial del S y N mineralizable del suelo en condiciones contrastantes de sitio (Inceptisol y Andisol) en contenido de materia orgánica del suelo y precipitación.
- Establecer relaciones espaciales entre el S y N mineralizable del suelo Andisol.

MATERIALES Y METODOS

Áreas de estudio

El estudio se llevó a cabo en dos sitios contrastantes de Chile, que se diferencian en temperaturas estacionarias promedio, en el régimen pluviométrico y en la génesis del suelo. Asegurando dos intensidades de mineralización y lixiviación de S y N.

El primer sitio experimental (7 ha) se encuentra ubicado en la región del Libertador General Bernardo O'Higgins, provincia de Colchagua en la comuna de Palmilla la cual está localizada en la depresión intermedia de Chile (34° S, 71° O, 153 msnm). El suelo a evaluar es de tipo Inceptisol (génesis fluvial), ubicado a 153 m.s.n.m con pendiente de 1% y bajo rotación de cultivo de trigo-maíz-alfalfa. La tasa de precipitación es de 600 mm de precipitación de lluvias y temperaturas promedio de 15°C anuales.

El segundo sitio de experimentación (36 ha) se ubicó en la región del Bio bio, Provincia de Ñuble en la comuna de El Carmen ubicado en el sector precordillerano de Chile (37° S, 72° O, 268 msnm). El suelo es de tipo Andisol (suelo derivado de cenizas volcánicas) ubicado a 268 m.s.n.m con pendiente de 3%, sometido a rotación de cultivo avena-trigo. Las condiciones climáticas en el área son de inviernos largos con 1000 a 1500 mm de lluvia con temperaturas de 16°C como promedio anual.

Además, se realizaron calicatas en cada sitio experimental a modo de realizar una descripción de suelo de manera más detallada determinando propiedades físicas (Tabla 1) y químicas (Tabla 2) por medio de muestreo de diferentes estratas del

perfil del suelo. Ambos análisis realizados en laboratorios de servicios (Laboratorio Químico de Suelos, Plantas y Aguas y Laboratorio de Física de Suelos) ubicados en las dependencias de la Universidad de Concepción.

Tabla 1. Análisis físicos para muestras de suelo de ambos sitios de estudio, El Carmen suelo Andisol (EC_An) y Agua Santa suelo Inceptisol (AS_Inc), a dos estratas del perfil de suelo determinando textura, densidad real (Dr) y porcentaje de humedad base suelo seco (%HBSS) determinando punto de marchitez permanente (15 Atm) y capacidad de campo (1/3 Atm) (Fuente: Elaboración propia).

Muestras	Sistema U.S.D.A				Dr (g cc ⁻¹)	% HBSS	
	% Arena	% Limo	% Arcilla	Textura		1/3 Atm	15 Atm
AS_Inc (0-20 cm)	13,3	50,7	36,0	F-A-L*	2,52	26,4	14,52
AS_Inc (20-110 cm)	18,8	46,9	34,3	F-A-L*	2,55	28,88	15,88
EC_An (0-28 cm)	23,8	55,6	20,6	F-L**	2,45	68,56	38,36
EC_An (28-95 cm)	13,8	75,9	10,3	F-L**	2,49	83,01	45,05

*Franco arcillo limoso (F-A-L)

**Franco limoso (F-L)

Tabla 2. Análisis químicos para muestras de suelo de ambos sitios de estudio, El Carmen suelo Andisol (EC_An) y Agua Santa suelo Inceptisol (AS_Inc), a dos estratas del perfil de suelo (Fuente: Elaboración propia).

Profundidad estratas	EC- An		AS-Inc	
	0-28 cm	28-95 cm	0-20 cm	20-110 cm
pH del suelo	6.17	6.53	6.36	6.60
Materia orgánica (%)	11.09	2.85	2.49	0.85
N-NO ₃ (mg kg ⁻¹)	14.3	26.6	15.5	12.9
P (Olsen) (mg kg ⁻¹)	14.6	1.1	10.1	6.9
K disponible (mg kg ⁻¹)	324.5	51.9	191.7	157.7
K intercambiable**	0.83	0.13	0.49	0.40
Ca intercambiable**	6.03	8.04	12.75	18.70
Mg intercambiable**	1.17	1.64	2.84	3.82
Na intercambiable**	0.50	0.54	0.70	0.78
Bases totales	8.53	10.36	16.77	23.71
Al intercambiable**	0.27	0.17	0.08	0.01
CICE*	8.79	10.52	16.86	23.72
Saturación de Al (%)	3.04	1.59	0.48	0.03
Saturación de K (%)	9.46	1.26	2.92	1.71
Saturación de Ca (%)	68.58	76.40	75.64	78.87
Saturación de Mg (%)	13.28	15.62	16.83	16.12
N Total	0.41	0.15	0.10	0.04
Relación C/N	15.6	11.3	13.8	11.3
Al extraíble (mg kg ⁻¹)	396.0	1077.0	43.1	73.2

*Capacidad de Intercambio Catiónico Efectivo (CICE).

** Unidad de medida cmol(+)/kg

Diseño Experimental

El análisis de dependencia espacial empleó un muestreo de diseño anidado. El objetivo de este tipo de muestreo es precisar la distancia recomendada para realizar el análisis de variabilidad espacial para una propiedad o variable en estudio. El modelo de variación estructura las distancias definidas como variables de estudio jerárquicamente en clases donde las más pequeñas están contenidas en las distancias más grandes. Las distancias más cortas incluyen la variación no explicada. El modelo de varianza según Webster y Oliver (1990) está dado por:

$$Z_{ijk\dots m} = \mu + A_i + B_{ij} + C_{ijk} + \dots + \varepsilon_{ijk\dots m}$$

Donde $Z_{ijk...m}$ es el valor de la unidad m -ésimo en la clase k -ésimo en la etapa 3, en la clase j -ésimo en la etapa 2, y en la clase i -ésimo en la etapa 1; μ es el valor medio; A_i es la diferencia entre μ y la media de la clase I en la primera categoría; B_{ij} es la diferencia entre la media en j -ésimo en la clase I y la media de clase I , y así sucesivamente. El $\varepsilon (ijk \dots m)$ es la desviación del valor observado de su clase en la última etapa de la subdivisión. Las variables se asumen como variables aleatorias independientes con media y varianza σ cero (Lark, 2005).

Este diseño de muestreo es eficiente para anticipar las escalas de variación de una variable o propiedad del suelo, a través de una aproximación al variograma donde se puede observar la autocorrelación de la variable con la distancia (Webster y Lark, 2013). En este estudio las distancias ensayadas como fuente de variación para la mineralización de S y N fueron: 121,5 m, 40,5 m, 13,5 m, 4,5 m y 1,5 m.

En la práctica se ubicaron en el sitio de experimentación triángulos equiláteros de 121,5 m de largo y desde cada uno de sus vértices se disponen en ángulos aleatorios las distancias anidadas a estudiar de 40,5 m – 13,5 m - 4,5m - 1,5 m, desde donde se extraen las muestras de suelo (Figura 5). La profundidad de muestreo fue de 0-10 cm, para analizar la mineralización en la estrata más superficial del suelo. Las muestras fueron transportadas al laboratorio y mantenidas a 4°C hasta comenzar las determinaciones de mineralización de S y N.

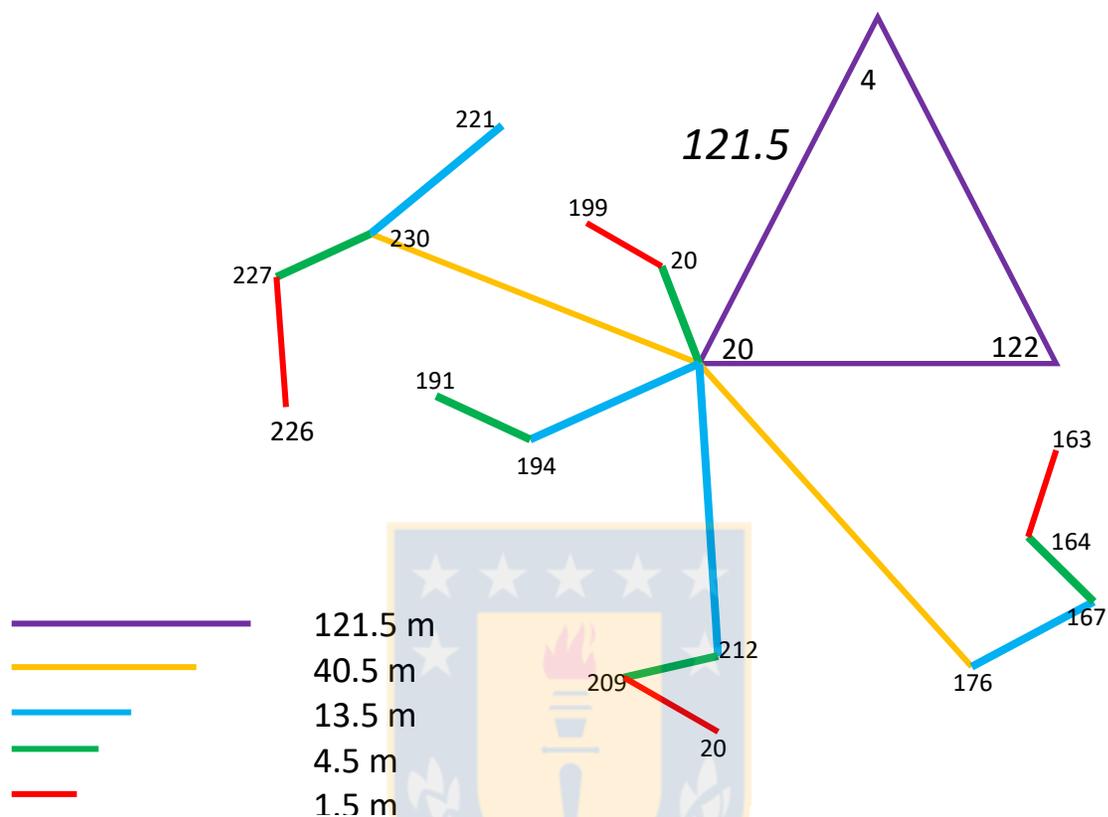


Figura 5. Diseño de muestreo anidado optimizado utilizado en terreno. Las distancias consideradas como fuentes de variación involucradas en la dependencia espacial de la mineralización de S y N, fueron las distancias de 121,5 m, 40,5 m, 13,5 m, 4,5 m y 1,5 m, respectivamente (Fuente: Elaboración propia).

Ensayos de mineralización S y N

Las muestras de suelo fueron tamizadas a 2mm y acondicionadas a un contenido de humedad ideal aplicando el concepto de 60% de capacidad de saturación de la porosidad hídrica del suelo (WFPS) conociendo la densidad aparente y real del suelo. Se analizó la capacidad de mineralización del suelo para los nutrientes en estudio en un periodo de al menos 21 días, midiendo los contenidos parciales a los días 1, 3, 7, 21, 42 y 56 días para el suelo Inceptisol y los días 1, 3, 7, 14, 21 para el suelo Andisol, utilizando como punto de comparación para análisis espacial

el periodo correspondiente al día 21 según se explicara en la sección de Resultados y Discusión. La incubación del suelo se llevó a cabo en un sistema abierto para el S y cerrado para el N, utilizando para ello una incubadora con termostato (VELP Scientifica®, FOC 225E, Italia) a 20°C.

Incubación abierta

Las incubaciones abiertas fueron realizadas por el método descrito por Maynard *et al.* (1985) mediante la utilización de embudos büchner de cerámicas con papel filtro de fibra de vidrio de 42,5 mm para soportar la muestra de suelo la cual fueron mezclada con arena a una proporción de 1:1 con un aproximado de 15 gramos de cada uno y una pequeña porción de perlita. Estas se expandieron dentro del embudo los cuales fueron posteriormente tapados con una delgada capa de algodón y cubiertas con papel aluminio con pequeñas perforaciones. La extracción del S mineralizado se realizó periódicamente en los tiempos ya mencionados mediante la aplicación de 150 ml del extractante al vacío, de modo de recuperar la solución utilizada en su totalidad.

Incubación cerrada

Por otro lado, el N total mineralizado fue determinado mediante la cuantificación de amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) mediante sistema de incubación cerrada descrita por los autores Robertson y Vitousek (1981) pesando 60 gramos de muestra de suelo en frasco de vidrio el cual posteriormente sellado con parafilm, al cual periódicamente en los tiempos ya descritos se extrajeron 7 gramos para la determinación de N en laboratorio.

Cuantificación de S y N mineralizado

El S mineralizado del suelo incubado fue extraído con una solución de cloruro de calcio CaCl_2 a una concentración de 1mM. Posteriormente se cuantificó el sulfato

(SO_4^{-2}) del extracto mediante la utilización de la técnica de cromatografía iónica llevada a cabo en el equipo de Thermo scientific®, modelo Dionex ICS-2100, USA. Este método fue previamente calibrado con una solución estándar de SO_4^- marca Merck®. Los puntos utilizados para la definición de la curva de calibración fueron soluciones estándares de 10, 20, 40, 60, 80, 100, 200 y 220 ppm respectivamente por duplicado para una mayor exactitud. Mediante la utilización del software instalado para el funcionamiento del equipo, Chromeleon 7.1 se generó un modelo de regresión lineal que permitió la predicción del dato, de esta manera cuantificar el sulfato de las muestras de suelo a estudiar.

Para el caso del N, la cuantificación del NH_4^+ se realizó por colorimetría mediante el método de Nessler (Greweling y Peach, 1960). Y para la cuantificación de NO_3^- se realizó mediante extracción en agua en relación 1:5 con la muestra de suelo mantenido en agitación por 1 hora a 7000 rpm mediante el protocolo descrito por Benton, 2002. Luego se cuantificó de manera análoga al sulfato mediante la técnica de cromatografía iónica.

Análisis estadístico

El análisis exploratorio de los datos se realizó con estadística descriptiva así como el análisis geoestadístico propiamente tal utilizando el software Genstat package 13th edición. El análisis descriptivo para los datos utilizó estadísticos que evaluaron tendencia central como de dispersión, mientras que el muestreo anidado fue sometido a “Análisis de máxima probabilidad residual” del inglés Residual Maximum Likelihood Procedure (REML). Este análisis permitió analizar la estimación de máxima verosimilitud utilizando una función de probabilidad calculada a partir del conjunto de datos. Para este caso, permitió la estimación imparcial de los parámetros de componentes de varianzas y covarianzas. Mediante la generación de estos datos permitió generar una gráfica denominada variograma la cual permite cuantificar la dependencia espacial para la propiedad del suelo a evaluar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Suelo Inceptisol.

Generalidades de la mineralización de S

El proceso de mineralización de S en un suelo Inceptisol evaluado experimentalmente en el tiempo se muestra en la Tabla 3, donde el día 1 corresponde al lavado del S soluble presente en el suelo naturalmente. A partir del día 3 y hasta el día 56 se extrajo el S mineralizado y el total del periodo fue calculado como la acumulación de estas cantidades parciales. El S mineralizado fluctuó entre los 0 a 228,95 mg de S-SO_4^{-2} por kg de suelo aproximadamente en las evaluaciones parciales resultando un proceso de una alta variabilidad reflejado en los altos valores de las desviaciones estándar (entre $\pm 5,64$ y $\pm 56,52$ mg S-SO_4^{-2} kg^{-1}) y de los coeficientes de variación (entre un 129,4% y un 171,1%).

La mineralización neta de S considerando todo el periodo evaluado (total acumulado) varió entre 0,8 a 381,2 mg de S-SO_4^{-2} por kg de suelo, alcanzando un promedio de 87,21 mg de S-SO_4^{-2} por kg de suelo y un coeficiente de variación de 121,3% corroborando la elevada variabilidad del proceso.

También, naturalmente la cantidad de S soluble representado en el día 1 de lavado en promedio alcanzó 66,9 mg S-SO_4^{-2} kg^{-1} ubicándolo en una categoría de alta fertilidad de este nutriente ($>30,1$ mg S kg^{-1}) para análisis de suelo descrita por Alfaro (1990) considerando que esta última utiliza $[\text{Ca} (\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \times \text{H}_2\text{O}]$ como extractante, cuantificando tanto el S soluble como el S absorbido. Pero, la cantidad de S soluble sobrepasa por sí sola la suma de ambas cantidades de S. Estas cantidades naturales de S soluble resultaron igualmente variables presentando una desviación estándar de $\pm 55,24$ mg S-SO_4^{-2} kg^{-1} y un coeficiente de variación de 82,6 %.

Por otro lado, se determinó que los datos de las distintas evaluaciones parciales y de los valores acumulados no posee una distribución normal ya que se obtuvieron valores positivos para el coeficiente de asimetría indicando una tendencia de una cola orientada hacia la derecha. Así como también el indicador octavo de

asimetría del inglés “octail skew”, un coeficiente de asimetría insensible a valores atípicos, arrojó valores que no se encontraban dentro de los rangos de normalidad (-0,2 a 0,2) (Lark y Bishop, 2007) para los datos (Tabla 3).

Los resultados obtenidos resaltan la naturaleza variable del proceso de mineralización tanto espacial como temporalmente, haciendo incierta la decisión de aplicación de fertilizante-S, ya que el estadístico más común para informar los resultados es el promedio, y se sabe que puede conducir a conclusiones erróneas sobre el suministro basal neto del S proveniente de la materia orgánica.



Tabla 3. Tabla resumen estadístico de S-sulfato mineralizable ($\text{mg SO}_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$ de suelo) de un suelo Inceptisol en temporada de primavera (Fuente: Elaboración propia).

Variable	Lavado Día 1	Cantidades parciales mineralizadas de S ($\text{mg S-SO}_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$)					Acumulado Total $\sum \text{Día3+7+21+42+56}$
		Día 3	Día 7	Día 21	Día 42	Día 56	
n	91	91	91	91	91	91	91
Media	66,88	39,39	21,72	15,51	7,14	3,45	87,21
Mediana	45,2	14,54	5,41	2,89	1,92	1,03	36,68
D.E*	55,24	56,52	28,1	26,54	11,68	5,64	105,76
C.V**	82,6	143,51	129,38	171,09	163,54	163,46	121,28
Mínimo	14,21	0	0,42	0	0	0	0,8
Máximo	236,79	228,95	121,77	135,01	57,13	26,02	381,17
Q1***	29,36	9,29	1,75	0,25	0,01	0,0004	14,61
Q3***	89,85	31,57	35,18	21,49	10,09	3,9	108,68
Asimetría	1,6	2,08	1,52	2,45	2,33	2,23	1,56
Kurtosis	1,67	2,93	1,51	6,10	5,46	4,59	1,18
P (12,5)****	23,36	6,15	1,13	0,03	0	0	9,95
P (87,5)****	135,55	108,19	61,78	41,47	18,13	10,24	262,36
Octavo Asimetría *****	0,61	0,84	0,86	0,86	0,79	0,8	0,79

*Desviación estándar.

**Coeficiente de variación.

***Cuartiles 1 y 3.

****Percentiles.

*****Coeficiente de asimetría (Lark y Bishop, 2007).

Los resultados obtenidos en este estudio (Tabla 3) son mayores a los publicados por Karyotis, *et al.* (2006) de 21 a 45 $\text{mg S-SO}_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$ de suelo, obtenidos en

similares condiciones. La misma tendencia se mantuvo al comparar las cantidades lavadas de S soluble presente en el suelo del día 1, donde los valores variaron entre 12,8 a 26,4 mg de $S-SO_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$ de suelo, las que también son menores al valor promedio de S soluble lavado de este estudio (66,9 mg de $S-SO_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$ de suelo). Las diferencias en los niveles de fertilidad en el espacio o superficie muestreada de este elemento explicarían las desigualdades en las cantidades netas mineralizadas entre ambos estudios, siendo más elevada en el suelo Inceptisol en Chile. Esto podría ser debido a la diferencia en la textura de los suelos, que se relaciona con el contenido de MO (Matus y Maire, 2000), ya que texturas más arenosas (Karyotis, *et al.*, 2006) contiene menores niveles de MO y por lo tanto menor potencial de mineralización de S. En cambio, en el suelos franco-arcilloso del presente estudio se podría reflejar el efecto espacial de la MO sobre la mineralización del S. Esta diferencia en el porcentaje de presencia de arcillas podrían derivar en diferentes tasas de mineralización neta de S debido a todas las propiedades reactivas que le otorga las arcillas a los suelos como mayor retención de nutrientes y humedad entre otros. Sin embargo, las diferencias entre los valores mineralizados entre este estudio y el de Karyotis *et al.* (2006) radicaría en el uso del suelo, donde el Inceptisol en Chile está bajo manejo agronómico intensivo sometido a aplicaciones periódicas de fertilizantes, en contraste con el sitio de Karyotis, *et al.* (2006) que se encontraban en estado natural con especies como junco, manzanilla, bosque de roble-gramíneas anuales y tréboles rosados-blancos, este último sitio de pradera fue el que presentó los valores más altos de S mineralizado (26,4 mg $S-SO_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$).

En contraste, otros estudios (Tanikawa, *et al.*, 2014) han demostrado valores en el rango de 42 a 60 mg de $S-SO_4^{-2} \text{ kg}^{-1}$ de suelo de S soluble correspondiente al día 1, en suelos Inceptisoles (Andic Dystrudepts) en Japón central. Estos valores son más cercanos a los encontrados por este estudio.

Los suelos analizados por Tanikawa, *et al.* (2014) lograron el nivel muy alto de fertilidad de S al igual que el del suelo Inceptisol de este estudio a pesar de las

bajas temperaturas anuales promedio (4°C aproximadamente) que presentó su sitio de muestreo. A pesar de este hecho esta similitud pudo deberse a que los suelos de Japón poseían altos contenidos de residuos de cultivo ricos en C y N (C/N cercano a 16), comparado con el valor 13,8 descrito para este estudio. Estos valores para la relación C/N evidencian adecuadas proporciones de MO en ambos sitios de estudio, propiciando altas tasas de mineralización de moléculas orgánicas como las ligadas a S.

Análisis de parámetros estadísticos de la mineralización de S

Se realizó una comparación de dos parámetros estadísticos descriptivos, la media y la mediana de las cantidades parciales mineralizadas los días 3, 7, 21, 42 y 56 de $S-SO_4^{-2}$ (Figura 6). La aplicación de ambos estadísticos determinó que los valores mineralizados de $S-SO_4^{-2}$ fueron disminuyendo en el tiempo, y para el caso de la media siendo estadísticamente distintas las cantidades cuantificadas. Sin embargo, se observó que la magnitud de los valores de las medias es más elevada en comparación a las medianas. De esta manera se puede concluir que al momento de utilizar valores promedios se puede sobrestimar o subestimar la realidad del proceso. Con la mediana se puede observar que la mineralización decae drásticamente el día 21 llegando a mineralizar cantidades bajas de S, cercanas a los 2,9 mg $S-SO_4^{-2}$ por kg de suelo, mientras que al utilizar promedios la mineralización al día 21 alcanza valores cercanos a 15,5 mg SO_4^{-2} por kg de suelo y recién el día 56 se observa una drástica disminución de las cantidades mineralizadas (3,45 mg $S-SO_4^{-2}$ kg^{-1}). Esta sobrestimación de la media por ejemplo, podría inducir a errores en la toma de decisiones para la aplicación de fertilizantes azufrados, generando una deficiencia nutricional en el cultivo lo que se vería reflejado en una disminución de la calidad nutricional y una baja de los rendimientos del cultivo, generando una pérdida económica para el sistema productivo.

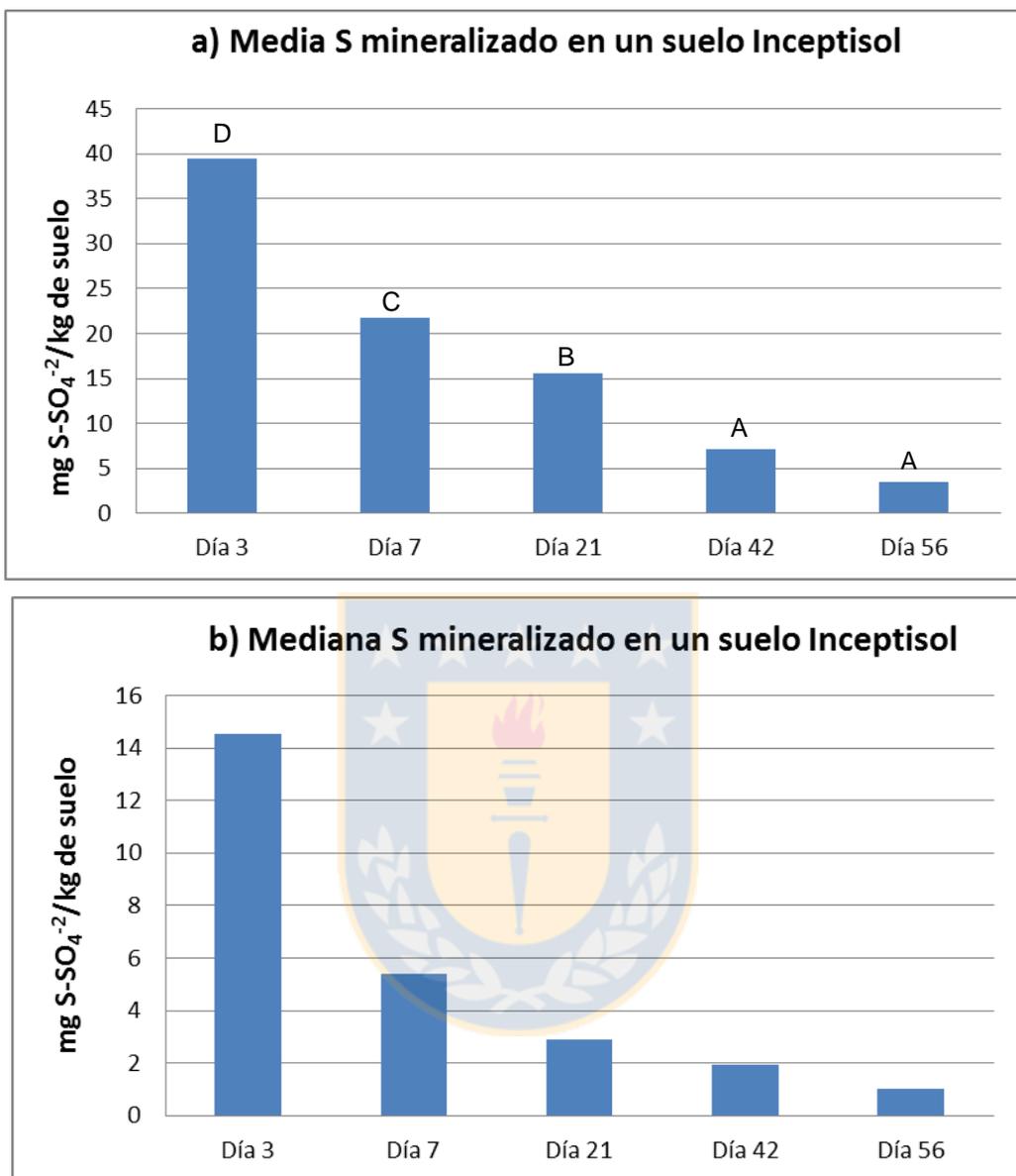


Figura 6. La media (a) y mediana (b) de las cantidades mineralizadas de S cuantificadas el día 3, 7, 21, 42, 56 en un suelo Inceptisol en la temporada de primavera. Análisis de varianzas mediante prueba de Kruskal Wallis para las medias donde una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$) (Fuente: Elaboración propia).

Las cantidades acumuladas parciales promedio mineralizadas de S-SO₄⁻² en el transcurso de la incubación son mostradas en la figura 7. Se observa una función polinómica de segundo grado donde a medida que pasa el tiempo las cantidades

mineralizadas de S se reducen alcanzando una meseta en la gráfica. Esta misma tendencia fue encontrada por los autores Karyotis, *et al.* (2006) y Ghani *et al.* (1991) quienes estudiaron la mineralización de S en un set de distintos suelos de Nueva Zelanda. En los dos estudios se observó una disminución de las cantidades mineralizadas de acuerdo transcurrían el tiempo. En el estudio de Karyotis, *et al.* (2006) a las 8 semanas de incubación las cantidades acumuladas mineralizadas de S alcanzaron entre 4 a 15 mg kg⁻¹ de suelo y al periodo final de 31 semanas de incubación, un valor acumulado entre 20 a 45 mg S kg⁻¹ de suelo. Por otro lado, Ghani *et al.* (1991) registraron entre 3 a 26 mg S por kg de suelo⁻¹ en incubaciones de 10 semanas. Comparando estos valores con los del presente estudio (87,21 mg S-SO₄⁻² kg⁻¹ de suelo en promedio a las 8 semanas, Tabla 3) los obtenidos aquí fueron más elevados. Suelos de los otros estudios se encontraban en estado natural, con especies forestales y praderas naturales. Esta marcada diferencia en las intensidades de mineralización de S está asociada directamente al uso del suelo, ya que el suelo de este estudio está bajo manejo agrícola y las prácticas de manejo, como la labranza, favorecen la descomposición de la materia orgánica debido al aumento de la aireación que le otorga un medio aeróbico a los microorganismos lo que estimula la actividad metabólica. Además, la aplicación de fertilizantes y el manejo de residuos también afectan las transformaciones de la MO. Al contrario, en sistemas naturales ocurre una incorporación de la MO en agregados del suelo proporcionándole una protección a su rápida descomposición, impidiendo un fácil acceso a los microorganismos, determinando una estabilidad de este en el suelo (Zagal y Córdova, 2005).

También, las elevadas tasas de mineralización de S encontrada podría explicarse con lo estudiado por Churka *et al.* (2013) quienes reportaron el efecto de diferentes formas de S aplicando distintos sustratos (residuos vegetales) sobre la mineralización de S en un suelo Oxisol agrícola y de un área forestal natural, encontrando una influencia de los distintos tejidos de vegetales incorporados sobre la mineralización de S. Los residuos contenían altos contenidos de formas

de S oxidadas lo que propició que gobernara la mineralización bioquímica por hidrólisis enzimática por sobre la biológica que implica la búsqueda de energía por los microorganismos. Eriksen (2009) indica que este tipo de mineralización es rápida y depende del suministro de fuentes de S al suelo, y que podría estar ocurriendo en el suelo Inceptisol analizado en este estudio. El cual, se encontraba bajo rotación de cultivos con trigo-maíz-alfalfa. Y al momento del muestreo, se encontraba sembrado con maíz, conllevando una previa incorporación de rastrojo de trigo, residuo con altas concentraciones de sulfato inorgánico y ester-S en su tejido en comparación a otros residuos (Churka *et al.*, 2013). Aumentando la concentración de sulfato disuelto, hecho que inhibe la mineralización biológica (Eriksen, 2009). Lo que podría estar generando estos altos potenciales de mineralización de S en las primeras semanas de incubación de este suelo.

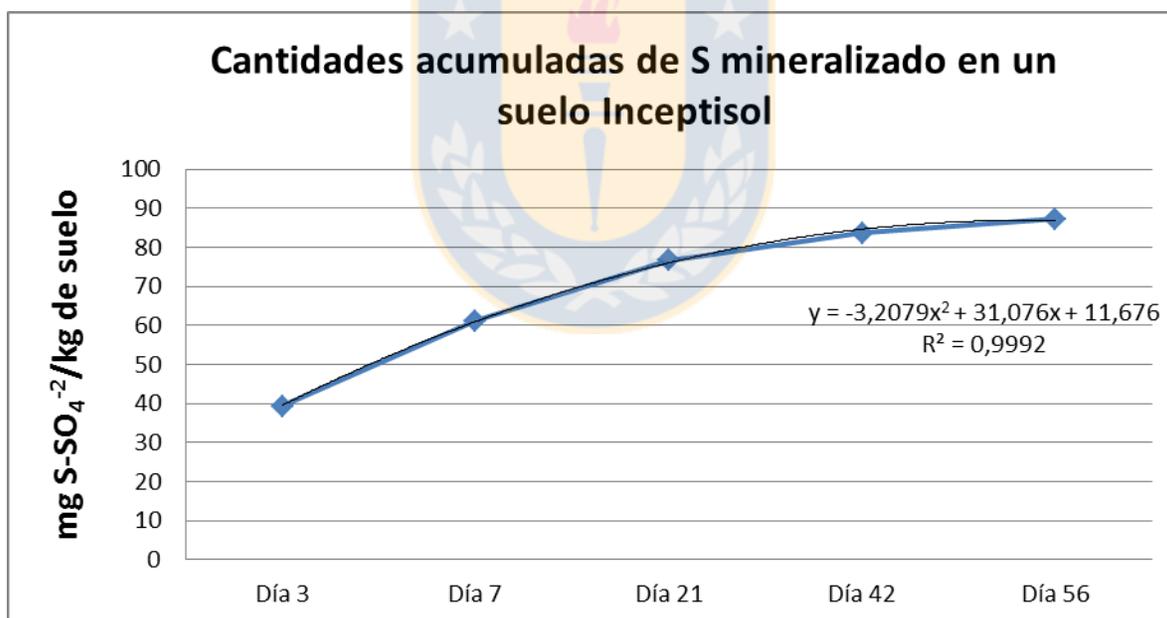


Figura 7. Cantidades mineralizadas de S acumulado en el tiempo cuantificado los días 3, 7, 21, 42 y 56 (8 semanas) en un suelo Inceptisol en la temporada de primavera, ajustada a línea de tendencia (Fuente: Elaboración propia).

La figura 6 muestra que desde el día 21 en adelante los incrementos de las cantidades mineralizadas de S en el tiempo se hacen cada vez más pequeñas, y entre el día 21 y 56 se estabilizan formando una meseta en la gráfica indicando una disminución drástica del potencial de mineralización. Esto último es corroborado en la figura 5 (a) donde las cantidades mineralizadas no muestran diferencia estadística entre ambas, pero si son distintas a la obtenida el día 21. Esta evidencia sugiere la elección de un periodo de cuantificación de 21 días para realizar análisis espacial de la mineralización de S.

Análisis geoestadístico de la mineralización de S en el suelo inceptisol

El análisis de la dependencia espacial de la mineralización neta de S para el suelo Inceptisol correspondiente al periodo acumulado de 21 días se muestra en la tabla 4, donde se describen los componentes de varianzas proveniente de las distancias anidadas estudiadas, y la varianza total del proceso se calculó acumulando jerárquicamente los componentes de varianza parciales.

Tabla 4. Estimación del componente de varianza de distancias anidadas de S-SO₄⁻² mineralizable, calculando el componente de varianza acumulado jerárquicamente y la contribución al componente total de varianza en porcentaje (%) (Fuente: Elaboración propia).

Estado	Distancia anidada (m)	Distancia anidada Log	Componente de varianza	Varianza acumulada	% total de la varianza
1	121,5	2,08	0,19	0,3548	100
2	40,5	1,61	0	0,1648	46,45
3	13,5	1,13	0	0,1648	46,45
4	4,5	0,65	0,0218	0,1648	46,45
5	1,5	0,18	0,143	0,143	40,30

A partir de la información obtenida en la tabla 4, se puede obtener la aproximación al variograma (figura 8), para analizar la dependencia espacial de la mineralización

de S. En la gráfica se observa un máximo de varianza de la mineralización neta de S, a los 40,5 m con un aporte de 46,5% a la varianza total del proceso, definiendo el límite de la dependencia espacial. Los intervalos de distancias más pequeños, 1,5 y 4,5 m tuvieron un aporte a la varianza total de 40,3 y 46,5 % respectivamente, indicando una alta variabilidad de la mineralización en la distancia más corta de 1,5 m. El rango de varianza encontrado entre los intervalos de muestreo de 40,5 a 121,5 m (53,55%) representa el resto de la variabilidad del proceso entre puntos muestreados sobre el límite de la dependencia espacial cuantificada. Bajo estas condiciones, los intervalos de distancia de muestreo recomendable para incluir la variabilidad espacial en estudios de dinámica del S del suelo sería de 40 m, porque casi la mitad de la varianza proviene ciertamente de este intervalo de distancia.

Existen trabajos limitados sobre el entendimiento de las dinámicas del S en suelos, y menos aún sobre su comportamiento espacial. Dentro de los pocos estudios en el tema, encontramos algunos referidos a la variabilidad espacial del S-SO₄⁻² disponible, (valor compuesto tanto del S absorbido como mineralizado en el suelo) el cual podemos comparar con estos resultando, ayudando a explicar en un cierto porcentaje la variabilidad espacial de este proceso. Uno sería el trabajo de Haneklaus *et al.* (1999) los cuales analizaron tecnologías de agricultura de precisión enfocados en diferentes estrategias de muestreo para S. Utilizando tres suelos cultivados con raps (*Brassica napus*) muestreados a 30 cm de profundidad mediante un diseño en grilla 30 x 30 m, determinaron el contenido S-SO₄⁻² disponible en los suelos mediante uso de cromatografía iónica. Solo un sitio presentó correlación espacial, determinado por un rango de 64 m definido en el variograma, concluyendo que es necesario distancia de muestreo ≤ 25 m para determinar la variabilidad de los contenidos de S-SO₄⁻² en suelos. Bloem *et al.* (2001) estudió dos suelos agrícolas, un Cambisol arenoso y un Luvisol limoso, muestreado a una profundidad de 30 cm mediante la utilización de una grilla de 30 x 80 m. Observaron la misma tendencia del estudio anterior, donde el suelo

arenoso no presentó ningún tipo de correlación espacial, indicando que los contenidos de $S-SO_4^{-2}$ disponible variaron a distancias más pequeñas. En cambio, el suelo limoso presentó una correlación espacial de 65 m determinando el límite de la dependencia espacial. Los autores finalmente concluyeron que los análisis geoestadísticos determinaron que una distancia de muestreo no mayor a 25 m es necesaria para determinar valores de correlaciones espaciales.

Los valores de dependencia espacial para el contenido $S-SO_4^{-2}$ disponible presentados anteriormente son superiores al que se definió para el $S-SO_4^{-2}$ mineralizado del presente estudio (40 m). La variabilidad espacial de los procesos que involucran S en el suelo podría radicar directamente en las diferentes texturas de los suelos estudiados. Apoyando esta idea con lo mencionado en el estudio de Haneklaus *et al.* (1999) quien encontró una alta correlación entre el contenido de arcilla ($r=0,71$ $p<0,05$) y el aporte de S al cultivo. En suelos de textura arenosa (1,6 % contenido de arcillas) no se pudo encontrar correlación espacial a los 30 m atribuyendo a la alta variabilidad a cortas distancias de los contenidos de $S-SO_4^{-2}$ disponible debido a la fácil lixiviación de estos compuestos de la capa superficial del suelo. En cambio texturas, más limosas (18 % contenido de arcillas) estudiadas por Bloem *et al.* (2001) y arcillosas (36 %) como las del presente estudio determinaron límites de dependencia espacial más amplios en comparación al caso anterior. La arcilla podría jugar un rol fundamental en la variabilidad espacial del S en suelos, evitando en cierto grado la lixiviación del SO_4^{-2} por el perfil del suelo reteniéndolo en la estrata más superficial. Homogenizando en cierto porcentaje la variabilidad y aumentando la concentración de este nutriente en el suelo, mejorando el suministro para el cultivo.

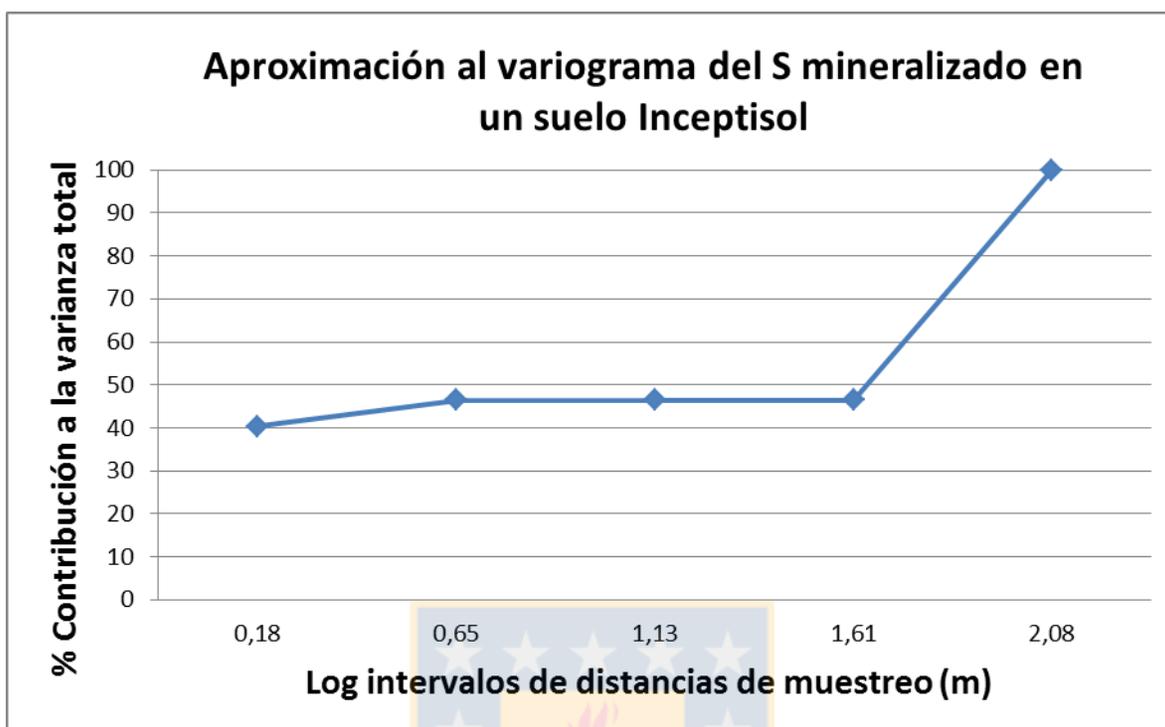


Figura 8. Aproximación al variograma considerando la acumulación de los componentes de la varianza de la mineralización de $S-SO_4^{-2}$ en un suelo Inceptisol en temporada de primavera (Fuente: Elaboración propia).

Los resultados expuestos en esta investigación determinan una correlación de los valores de $S-SO_4^{-2}$ mineralizado en el suelo a 40 m, permitiendo optimizar las distancias de muestreo en un siguiente análisis asegurándonos una máxima representación de la variabilidad del proceso. Brindándonos la oportunidad de interpolar en sectores no muestreados con un mínimo error cuantificado, permitiéndonos obtener un mapa del predio estudiado con diferentes intensidades colorimétricas que describan las distintas intensidades de mineralización de S en el campo. Estos resultados nos llevan a pensar en la integración de estas relaciones con la agricultura de precisión que proporcionen una recomendación de fertilización con S diferenciada en el predio. Pero, la demanda de un denso e intenso muestreo no proporciona la factibilidad práctica y económica para implementar este tipo de estudio en el área productiva agrícola.

Los acotados autores con estudios acerca el entendimiento del S a través de estudios espaciales en el mundo, mencionan o concluyen que la alta variabilidad del S disponible para la planta, desde un punto de vista biológico se encuentra principalmente gobernado por el proceso de mineralización que determina el suministro de S al cultivo (Bloem *et al.*, 2001). Y por otro lado parámetros físicos como el contenido de arcilla, que lo relacionan directamente a los parámetros hidrológicos, determinarían la variabilidad de este proceso (Haneklaus *et al.*, 1999; Bloem *et al.*, 2001). Si se lograra determinar una asociación con factores más fáciles de estratificar en el campo podríamos darle un enfoque productivo a este tipo de estudios y de esta manera integrar técnicas de agricultura de precisión que determinen las recomendaciones sitio específicas para S en el campo.

Estos resultados generan un importante aporte al conocimiento científico en el entendimiento de las dinámicas de este significativo y olvidado nutriente en el suelo. Sirviendo de base para futuras investigaciones complementarias que aporten a descifrar el proceso que determina el suministro de S al cultivo, la mineralización en suelos agrícolas chilenos.

Suelo Andisol

Generalidades de la mineralización de S

Los valores de mineralización de S del suelo Andisol para la temporada de primavera se muestran en la Tabla 5. Los valores fueron analizados de la misma manera que para el Inceptisol de la sección anterior. El proceso de mineralización de S fue variable con valores de $S-SO_4^{-2}$ cuantificados en el rango de los 0 a 16,4 mg por kg de suelo⁻¹ presentando valores de coeficientes de variación cercanos al 70% y desviaciones estándar entre ± 2 a 3 aproximadamente (Tabla 5), valores menores a los descritos para el suelo Inceptisol, que presentó desviaciones estándar más amplias ($\pm 5,6$ y $\pm 56,5$) y coeficientes de variación más elevados (129 a 171%) (Tabla 5).

La mineralización neta de S considerando todo el periodo evaluado (total acumulado) varió entre 2,12 a 46 mg de $S-SO_4^{-2}$ por kg de suelo⁻¹, con un promedio de 13,48 mg por kg de suelo⁻¹. Este último muy inferior a los valores descritos de $S-SO_4^{-2}$ para el suelo Inceptisol.

Este suelo en estado natural presentó un valor promedio de S soluble mineralizado de 13,48 mg $S-SO_4^{-2}$ kg⁻¹ correspondiente al día 1 de lavado con un rango de 0 a 98,8 mg por kg de suelo⁻¹.

Al igual que el set de datos anterior, estos no presentaron una distribución normal según el análisis estadístico descriptivo, donde el coeficiente de asimetría resultó positivo con desviación a la derecha de la media, y el indicador estadístico octavo de asimetría (insensible a datos atípicos) no se encontró dentro de los rangos de normalidad (-0,2 a 0,2) (Lark y Bishop, 2007).

Análisis de parámetros estadísticos de la mineralización de S

Se realizó la misma comparación que en el suelo Inceptisol mediante los estadísticos descriptivos de la media y mediana de los datos correspondientes a las distintas fechas de cuantificación (Figura 9).

Tanto la media como la mediana presentaron una tendencia estable en el tiempo. Los valores de las medias son estadísticamente similares. La sobreestimación de la media por sobre la mediana observando anteriormente en el suelo Inceptisol, en este caso se ve sin mayores efectos ya que los valores entre ambos estadísticos son similares. Debido a los incrementos uniformes lineales que presentó este proceso en el tiempo.

Tabla 5. Tabla resumen estadístico de S-sulfato mineralizable de un suelo Andisol en temporada de primavera (Fuente: Elaboración propia).

Variable	Lavado Día 1	Cantidades parciales mineralizadas de S-SO ₄ ⁻² (mg S-SO ₄ ⁻² Kg ⁻¹)				Acumulado Total ΣDía3+7+21+42+56
		Día 3	Día 7	Día 14	Día 21	
n	98	98	98	98	98	98
Media	17,95	4,09	3,0	3,41	2,98	13,48
Mediana	17,03	3,48	2,33	2,94	2,60	11,57
D.E*	13,49	2,82	2,19	2,22	2,14	8,22
C.V**	75,12	68,99	73,01	65,03	71,92	60,98
Mínimo	0	0	0,3	0,21	0,17	2,12
Máximo	98,84	16,39	11,70	10,54	10,35	46,02
Q1***	12,40	2,50	1,60	1,91	1,53	8,18
Q3***	21,27	4,75	3,47	4,22	3,68	15,99
Asimetría	2,6	1,99	1,95	1,38	1,54	1,77
Kurtosis	12,59	4,88	4,08	1,53	2,27	3,55
P (12,5)****	1,59	1,96	1,32	1,33	1,11	6,52
P (87,5)****	26,85	6,04	5,07	5,86	5,07	21,51
Octavo Asimetría *****	-0,22	0,25	0,46	0,29	0,25	0,33

*Desviación estándar.

**Coeficiente de variación.

***Cuartiles 1 y 3.

****Percentiles.

*****Coeficiente de asimetría (Lark y Bishop, 2007).

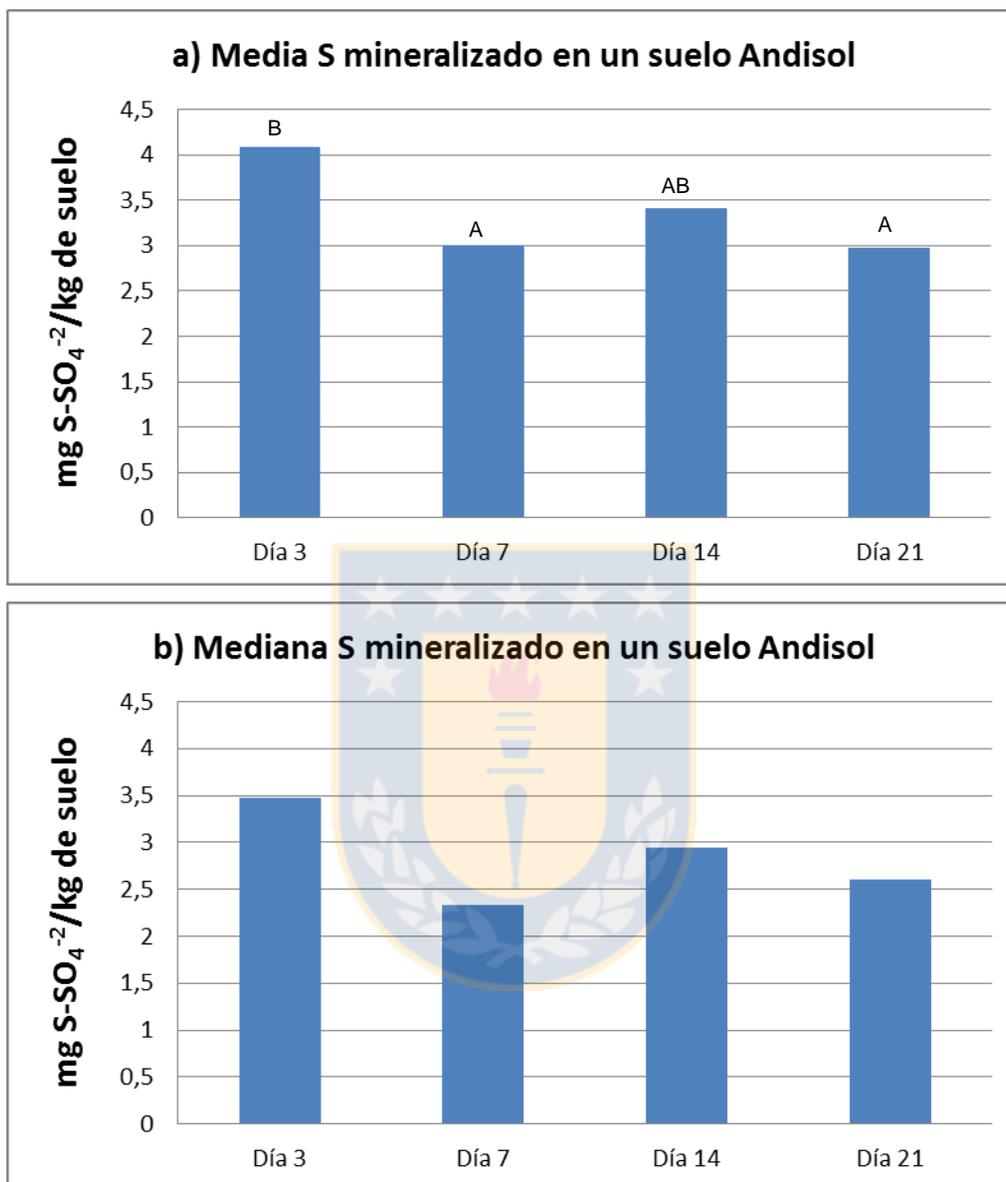


Figura 9. La media (a) y mediana (b) de las cantidades mineralizadas de S cuantificadas el día 3, 7, 14 y 21 en un suelo Andisol en la temporada de primavera. Análisis de varianzas mediante prueba de Kruskal Wallis para las medias donde una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$) (Fuente: Elaboración propia).

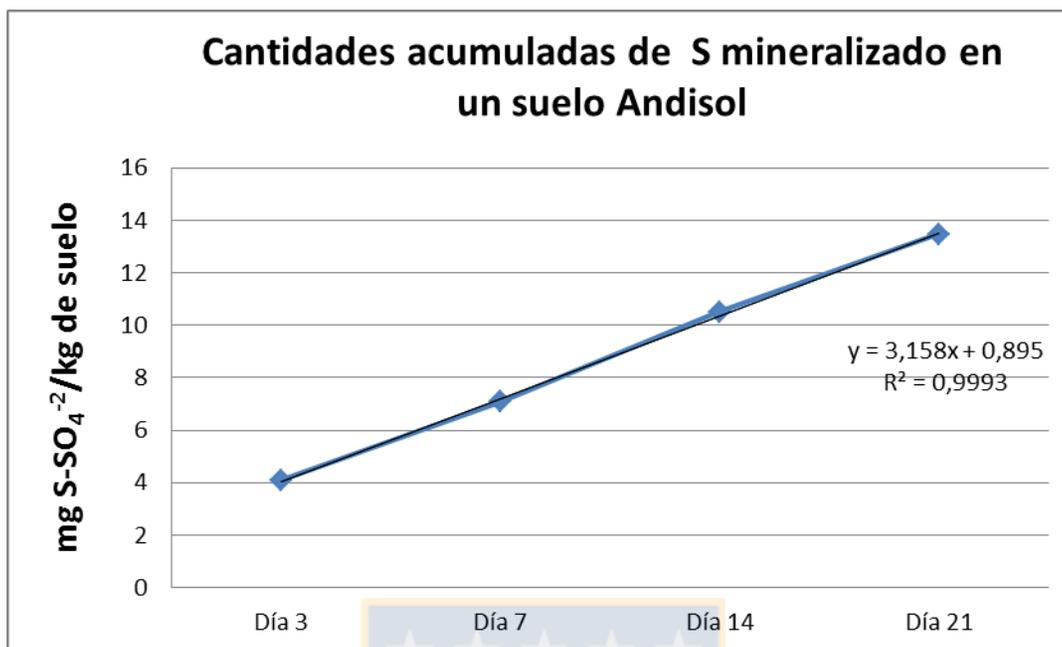


Figura 10. Cantidades mineralizadas de S acumulado en el tiempo cuantificado los días 3, 7, 14 y 21 en un suelo Andisol en la temporada de primavera, ajustada a línea de tendencia (Fuente: Elaboración propia).

El proceso de mineralización del S acumulado en el suelo Andisol mostró más bien una tendencia a la linealidad, siendo estadísticamente similares las cantidades parciales de S mineralizado en el tiempo, independiente de la amplitud entre mediciones (Figura 10). Se determinaron altos contenidos de mineralización de S para este suelo obteniendo un valor promedio de 13,48 mg por kg de suelo⁻¹ considerando un periodo de 3 semanas de incubación. Si se compara esta cifra con los resultados obtenidos en el estudio de Maynard *et al.* (1983) quien estudió la mineralización de S en tres suelos agrícolas con distintas cantidades de MO, considerando uno muy fértil rico en MO similar al de este estudio, obtuvo un rango de valores promedio de mineralización de S en promedio de 11 mg por kg de suelo⁻¹ considerando un periodo de incubación de 17 semanas. Estas diferencias en las cantidades S-SO₄⁻² mineralizadas podrían ser atribuidas a la rotación de cultivo avena-trigo utilizada en el predio bajo estudio. La cual, al momento de realizar la toma de muestras de suelo, se encontraba bajo cultivo de trigo lo que

implicaría una previa incorporación de rastrojo de avena al momento de la preparación del suelo. Los tejidos de avena acumulan altas concentraciones de sulfonatos (Churka *et al.*, 2013) que es un reservorio de S por ser una molécula orgánica mucho más disponible para la degradación por microorganismos, aportando a la fertilidad de este elemento. Sumado al efecto de que se mezclase algún residuo de cultivo de trigo mientras se realizaba el muestreo de suelo, ya que este último posee un importante contenido de especies oxidadas de S (Churka *et al.*, 2013) que le proporcionarían esta rápida respuesta de mineralización de $S-SO_4^{-2}$ en los primeros periodos de evaluación parciales, al promover también la mineralización bioquímica (Eriksen, 2009).

Por otro lado, la estabilidad de las cantidades de S mineralizadas en el tiempo pueden asociarse a las singulares características de los suelos Andisoles que son muy estables, debido a la gran capacidad tampón que poseen, con mínima variación de pH en el tiempo (Antilén *et al.*, 2005; Valarini *et al.*, 2009). Blasco, 1972 estudió el contenido de S en Andisoles de Costa Rica y encontró que tanto la fracción de S orgánico como de S inorgánico permanecen casi constantes durante el desarrollo de este tipo de suelos.

Análisis geoestadístico de la mineralización de S en el suelo andisol

Los resultados del análisis espacial para determinar la dependencia espacial de la mineralización neta de S (21 días) del suelo Andisol se muestran en la Tabla 6. Los componentes de varianza provenientes de las distancias anidadas estudiadas, y la varianza total del proceso calculada acumulando jerárquicamente los componentes de varianza parciales, y su aproximación al variograma se observa en la Figura 11.

Tabla 6. Estimación del componente de varianza de distancias anidadas de S mineralizable, calculando el componente de varianza acumulado jerárquicamente y la contribución al componente total de varianza en porcentaje (%) (Fuente: Elaboración propia).

Estado	Distancia anidada (m)	Distancia anidada Log	Componente de varianza	Varianza acumulada	% total de la varianza
1	121,5	2,08	0,01372	0,05798	100
2	40,5	1,61	0,00252	0,04426	76,33
3	13,5	1,13	0,00904	0,04174	71,99
4	4,5	0,65	0	0,0327	56,398
5	1,5	0,18	0,0327	0,0327	56,398

En la Figura 11 se observa el máximo rango de varianza cuantificada para la mineralización neta de S a los 40,5 m con un aporte de 76,3% definiendo el límite de la dependencia espacial. El intervalo de distancias más pequeños, 1,5 m tuvo un considerable aporte a la varianza total del proceso, de 56,4%, mientras que a los 13,5 m se alcanzó un 72% de la varianza total, donde la última distancia contribuyó con un 16% a la varianza total. Estos últimos valores evidencian la alta variabilidad del proceso a cortas distancias, en comparación a lo encontrado en el suelo Inceptisol, que presentó mayor variabilidad espacial sobre los 4,5 m. Bajo estas condiciones, se recomienda una distancia de muestreo para incluir la variabilidad espacial en estudios de dinámica del S mineralizable del suelo de 40 m, al igual que el suelo Inceptisol anteriormente analizado.

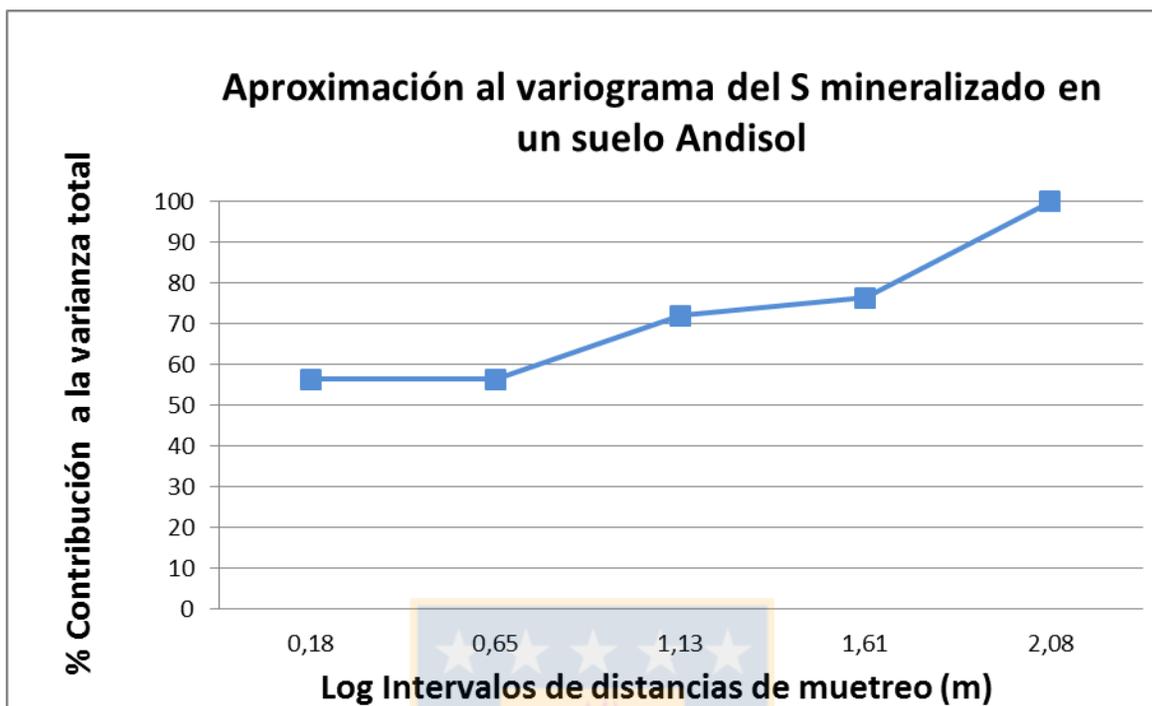


Figura 11. Componente de varianza del S mineralizado cuantificado en un suelo Andisol en temporada de primavera (Fuente: Elaboración propia).

Generalidades de la mineralización de N

Se realizó un análisis de las cantidades mineralizadas de N a las mismas muestras de suelo Andisol muestreado la temporada de primavera (Tabla 7), tal como se analizó la mineralización de S para este suelo. Para la cuantificación de N sólo se utilizaron los valores cuantificados de NO_3^- , ya que los valores cuantificados de NH_4^+ fueron cantidades muy pequeñas (del orden 10^{-4}) por lo cual no se consideraron en la evaluación. La variabilidad del proceso de mineralización de N resultó ser moderada al igual que para el S, con un coeficiente de variación cercano al 65%, y una desviación estándar entre ± 6 y ± 9 aproximadamente, siendo más elevadas que las encontradas para S. Las cantidades mineralizadas de N se encontraron en el rango de 0,4 a 71 mg de N-NO_3^- por kg de suelo⁻¹ aproximadamente.

La mineralización neta de N considerando todo el periodo evaluado (total acumulado) varió entre 1,6 a 125 mg de N-NO_3^- por kg de suelo⁻¹, con un promedio de 24,7 mg N-NO_3^- por kg de suelo⁻¹.

Analizando el estado natural de la fertilidad de N para este suelo, correspondiente al día 1 de lavado, se encontró un rango de 0,5 a 50 mg de N-NO_3^- por kg de suelo⁻¹ aproximadamente con un promedio de 8,5 mg $\text{N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$. Presentando un nivel muy bajo de disponibilidad de este nutriente para las plantas (entre 0 - 10 mg $\text{N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ según clasificación descrita por Fernández *et al.*, 2006).



Tabla 7. Tabla resumen estadístico de N-nitrato mineralizable de un suelo Andisol en temporada de primavera (Fuente: Elaboración propia).

Variable	Lavado Día 1	Cantidades parciales mineralizadas de N (mg N-NO ₃ ⁻ Kg ⁻¹)		Acumulado Total ΣDía3+7+21+42+56
		Día 7	Día 21	
n	98	98	98	98
Media	8,46	10,02	14,69	24,71
Mediana	6,96	8,36	12,69	21,36
D.E*	5,86	6,52	8,97	15,47
C.V**	69,26	65,06	61,09	62,59
Mínimo	0,49	0,37	1,23	1,6
Máximo	49,6	53,84	71,27	125,12
Q1***	5,51	6,74	9,77	16,71
Q3***	9,45	11,3	16,75	28,25
Asimetría	4,21	3,73	3,20	3,43
Kurtosis	24,16	20,11	15,49	17,45
P (12,5)****	4,63	5,28	8,03	13,06
P (87,5)****	12,17	14,58	21,87	36,17
Octavo Asimetría *****	0,38	0,34	0,33	0,28

*Desviación estándar.

**Coeficiente de variación.

***Cuartiles 1 y 3.

****Percentiles.

*****Coeficiente de asimetría (Lark y Bishop, 2007).

Respecto a la mineralización neta de N (periodo total acumulado), la cantidad promedio determinada fue 24,7 mg N-NO₃⁻ kg de suelo⁻¹ en un periodo de 21 días, determinando una rápida capacidad de suministro de N al suelo por efecto de la acción microbiana. Zagal *et al.* (2003) estudiaron el efecto de paja de trigo agregada al suelo en combinación de aplicación de fertilización de N y P sobre la mineralización de N bajo sistema de incubación cerrada a 25°C en un suelo Andisol de la misma comuna del Carmen correspondiente a un predio agrícola. Este poseía similares valores de pH (6,95) y porcentaje de materia orgánica (9,25%) al del presente estudio. El tratamiento testigo sin aplicación alcanzó un promedio de 90 mg N kg de suelo⁻¹ aproximadamente en un periodo de 45 días, demostrando la elevada capacidad de mineralización de este tipo de suelo. Debido a su importante fracción de MO y su abundante y activa flora microbiana que caracteriza a estos suelos (Aguilera *et al.*, 1997).

Además, se obtuvo un alto coeficiente de variación en la mineralización de N descrito en este estudio (65% aprox.), atribuyéndolo a la inherente variabilidad de este proceso, similar al descrito por Ortega y Mardonez (2005) quienes estudiaron el N mineralizable mediante incubación *in situ* a una profundidad de 10 cm por 40 días, obteniendo un coeficiente de variación de 60,6%. En ambos estudios utilizaron un diseño de muestreo espacial, abarcando grandes extensiones (36 ha y 2 ha respectivamente) corroborando la alta variabilidad espacial de este proceso en el espacio.

Por otro lado, se encontraron bajos niveles de fertilidad natural de N en este suelo. Contrario a lo esperado, debido a sus altos contenidos de materia orgánica y su alta capacidad de mineralización de este elemento demostrada en estos resultados. Esto podría deberse que cuando se realizó el muestreo de este estudio, este se encontraba bajo cultivo de trigo en una etapa fenológica muy avanzada para su cosecha, por lo que parte del nitrato disponible en el suelo fue absorbido por el cultivo y transformado a biomasa. Esto podría explicar el bajo

nivel de fertilidad de N encontrado en comparación con los niveles de los suelos de los distintos estudios.

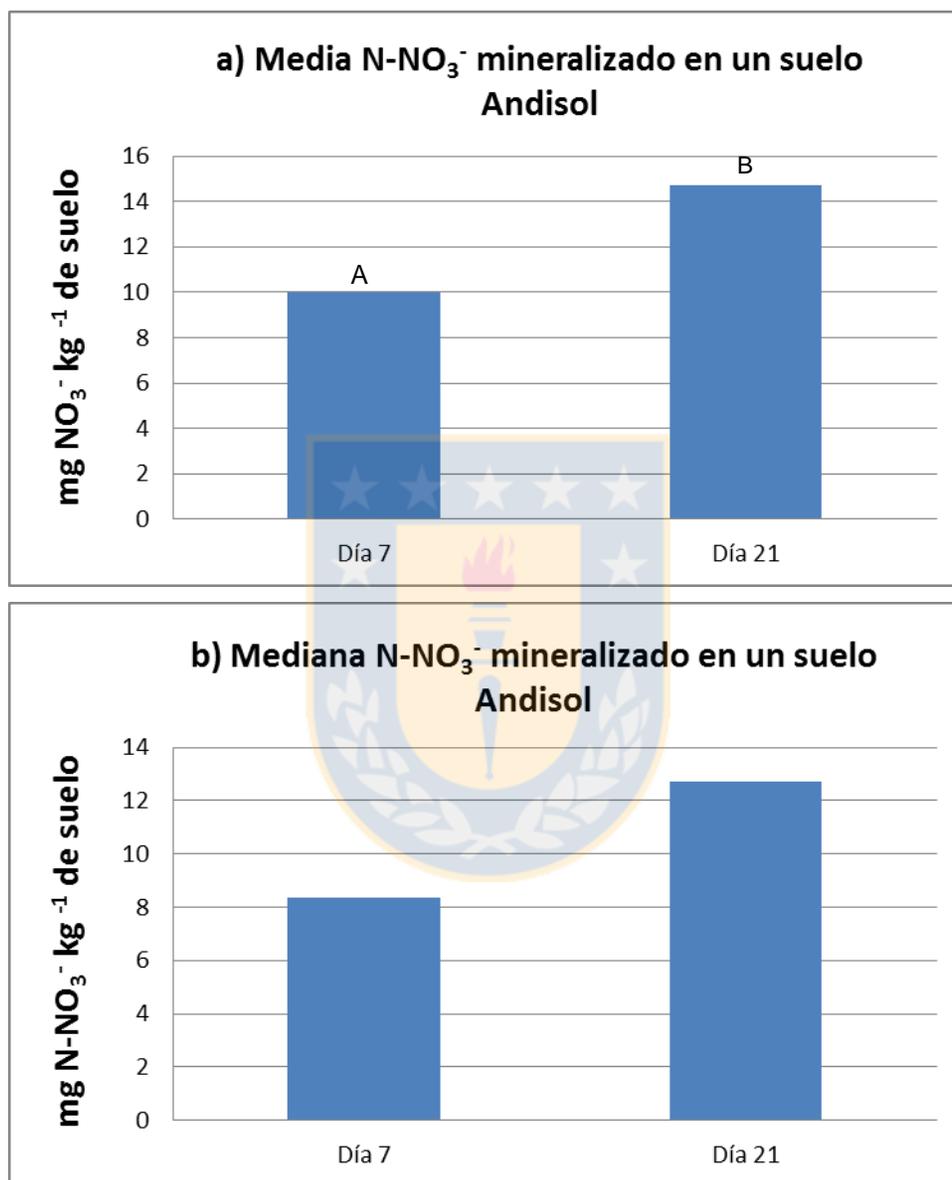


Figura 12. La media (a) y mediana (b) de las cantidades mineralizadas de N-NO₃⁻ cuantificadas el día 7 y 21 en un suelo Andisol en la temporada de primavera. Análisis de varianzas mediante prueba de Kruskal Wallis para las medias donde una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$) (Fuente: Elaboración propia).

Análisis de parámetros estadísticos de la mineralización de N

El análisis comparativo del uso del estadístico de la media y la mediana para las cantidades parciales mineralizadas de N-NO_3^- cuantificadas el día 7 y el día 21 son mostrados en la Figura 12. Se puede observar un aumento en las cantidades de N mineralizadas en el tiempo, siendo estadísticamente distintos los dos periodos evaluados en el tiempo para el caso de la media. También las magnitudes de las escalas de concentración de N mineralizado descritas por ambos estadísticos son similares en cada periodo cuantificado. Solo se aprecia una diferencia aproximada de $2 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg de suelo}^{-1}$ de las concentraciones informadas. No existiendo mayor diferencia entre el uso de la media versus la mediana. Esta misma tendencia fue observada para el S en este mismo suelo.



Figura 13. Cantidades mineralizadas de N acumulado en el tiempo cuantificado los días 7 y 21 en un suelo Andisol en la temporada de primavera (Fuente: Elaboración propia).

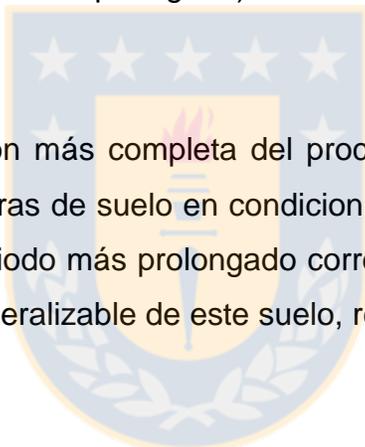
En la Figura 13 se muestran las cantidades mineralizadas de N acumuladas en el tiempo los días 7 y 21, donde se observa el aumento significativo de las cantidades de N mineralizadas en el tiempo. Esta tendencia fue también informada por Cartes *et al.* (2009) quienes registraron un incremento sostenido del N

mineralizado por 25 días, en suelos Andisoles del sur de Chile (0-20 cm de profundidad).

Debido a la inexistencia de una meseta en la Figura 13, igualmente a lo observado en la mineralización neta de S para este mismo suelo, se decidió incorporar un nuevo ensayo con un set de muestras de suelo Andisol más reducido, incubadas bajo las mismas condiciones experimentales ya descritas por un periodo de incubación más prologado que permitiera describir de mejor manera el potencial de mineralización del N y S orgánico presente en la MO. Se realizaron cuantificaciones parciales de ambos nutrientes en el tiempo bajo los métodos experimentales ya descritos los días 3, 7, 14, 21, 42, 56 y 112 días (resultados descritos en la sección Incubación prologada).

Incubación prolongada

Para proporcionar una visión más completa del proceso de mineralización en el tiempo, se incubaron muestras de suelo en condiciones ideales de temperatura y humedad (n=15) por un periodo más prolongado correspondiente a 112 días para el S, y 56 días para el N mineralizable de este suelo, respectivamente.



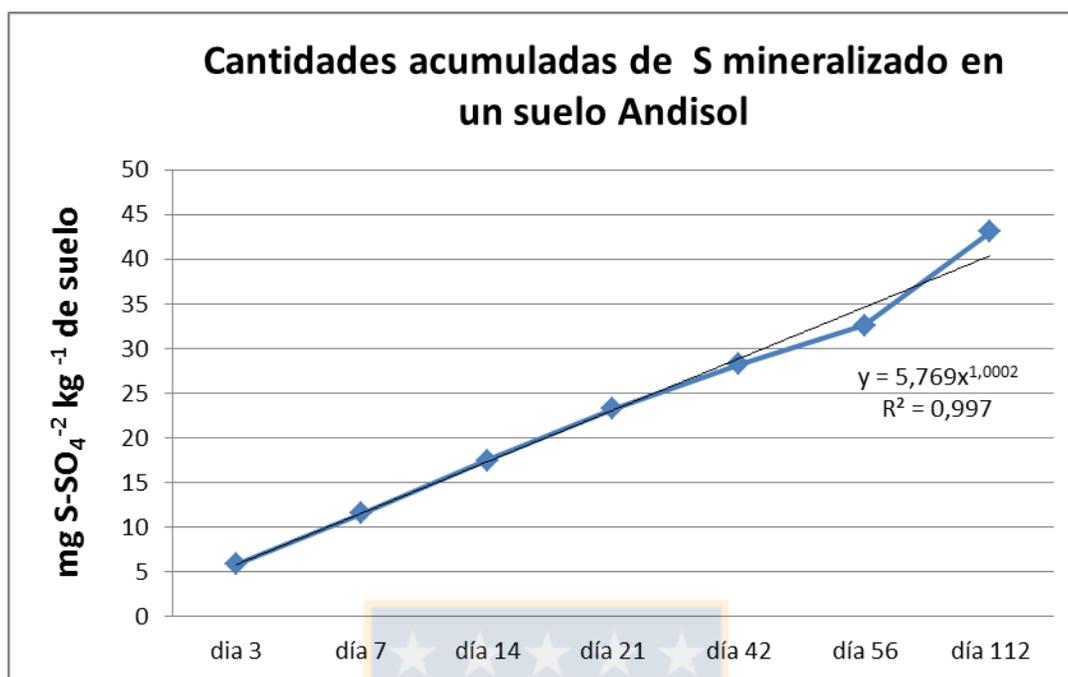


Figura 14. Cantidades mineralizadas de S acumulado en el tiempo cuantificado los días 3, 7, 14, 21, 42, 56 y 112 en un suelo Andisol en la temporada de primavera (Fuente: Elaboración propia).

Las cantidades mineralizadas netas (acumuladas) para S son mostradas en la Figura 14. Donde las cantidades parciales de S-SO₄⁻² mineralizadas alcanzaron un valor promedio de 43,1 mg S-SO₄⁻² kg⁻¹ al día 112 de incubación, presentando una tendencia de una función potencial con un alto coeficiente de correlación ($R^2=0,997$). Los incrementos de las cantidades mineralizadas siguen la misma tendencia a la linealidad en este periodo más prolongado mostrando una continua mineralización de S en el tiempo. Esta misma tendencia del incremento del S lixiviado acumulado con el periodo de incubación también es reportado por Tanikawa *et al.* (2014) cuyas cantidades aumentaron en el tiempo con rangos de mineralización netos muy similares, cercanos a los 50 mg S-SO₄⁻² kg⁻¹ al día 300 de incubación a 20°C. También, Maynard *et al.* (1983) describió un tasa de mineralización de S lineal sostenida durante el tiempo de incubación (119 días) en su estudio en tres suelo con diferentes concentraciones de MO bajo incubación

abierta, evidenciando la clara tendencia de este proceso en suelos con incrementos sostenidos en el tiempo.

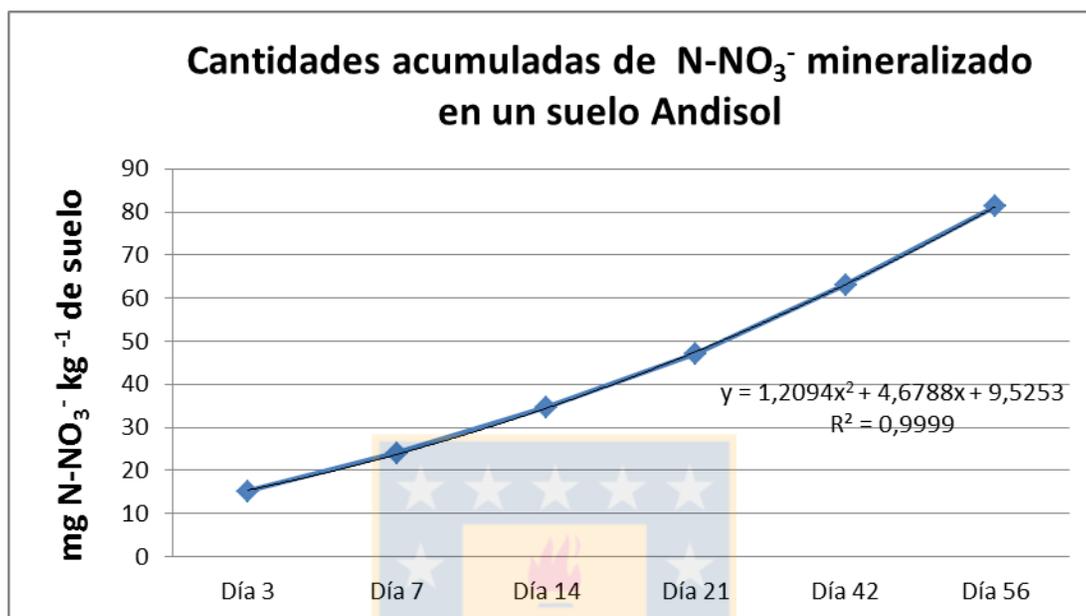


Figura 15. Cantidades mineralizadas de N acumulado en el tiempo cuantificado los días 3, 7, 14, 21, 42 y 56 en un suelo Andisol en la temporada de primavera (Fuente: Elaboración propia).

Las cantidades netas (acumuladas) de N mineralizado son mostradas en la Figura 15, las que alcanzaron un valor promedio de 81,3 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ potencialmente mineralizado, presentando una tendencia de una función polinómica con un alto coeficiente de correlación ($R^2=0,999$). Este último, al igual que la mineralización de S en este mismo suelo, muestra un aumento de las cantidades mineralizadas de N lixiviadas durante el transcurso de la incubación.

Estos elevados potenciales de mineralización de S y N observados para este suelo pueden estar ligados directamente a los altos contenidos de MO. La alta disponibilidad de sustrato orgánico desencadenó en altas tasas de mineralización de N-NO₃⁻ en el suelo. El aumento en la concentración de N tiene implicancia en las elevadas tasas de mineralización de S sostenidas en el tiempo encontradas en

este suelo, según lo establecido por Ghani *et al.* (1992) quien estudió los efectos de la adición de N sobre la mineralización de S en dos suelos del sur de la isla de Nueva Zelanda bajo pradera permanente muestreados a 10 cm de profundidad, y demostraron que la adición de N incrementa directamente la mineralización de S. Se sugirió una acelerada degradación de los compuestos azufrados por acción microbiana al existir gran disponibilidad de N por efecto de su búsqueda de energía.

Análisis geoestadístico de la mineralización de N en el suelo Andisol

Los resultados del análisis espacial para determinar la dependencia espacial de la mineralización neta de N (21 días) del suelo Andisol se muestra en la Tabla 8, que muestra los componentes de varianza provenientes de las distancias anidadas estudiadas. La varianza total del proceso se calculó acumulando jerárquicamente los componentes de varianza parciales para obtener una aproximación al variograma (Figura 16).

Tabla 8. Estimación del componente de varianza de distancias anidadas de N-nitrato mineralizable, calculando el componente de varianza acumulado jerárquicamente y la contribución al componente total de varianza en porcentaje (%) (Fuente: Elaboración propia).

Estado	Distancia anidada (m)	Distancia anidada Log	Componente de varianza	Varianza acumulada	% total de la varianza
1	121,5	2,08	0,00187	0,02796	100
2	40,5	1,61	0,00793	0,02609	93,31
3	13,5	1,13	0,00613	0,01816	64,95
4	4,5	0,65	0,01203	0,01203	43,03
5	1,5	0,18	0	0	0

Para el caso del N de este suelo, se observó un máximo rango de varianza cuantificada para la mineralización neta de N a los 40,5 m con un aporte de 93,3%

definiendo el límite de la dependencia espacial. Indicando que a esta distancia existe una muy alta variabilidad espacial, pero a la vez existe una correlación entre puntos donde el modelo geoestadístico podría explicar casi en su totalidad la variabilidad de este proceso en el sitio de estudio. El intervalo de distancia más pequeño, 1,5 m, no tuvo ningún aporte a la varianza del proceso. Mostrando la no existencia de variabilidad espacial del N mineralizado entre puntos distanciados a menos de 1,5 m, en comparación al S mineralizable de este mismo suelo y el suelo Inceptisol los que si variaron a pequeñas distancias. En cambio, los intervalos de distancias 4,5 m y 13,5 m aportaron a la varianza del proceso, con 43% y 65% respectivamente. Estos últimos valores evidencian una alta variabilidad del proceso a distancias superiores a 4,5 m. Por último, el rango de varianza calculado para el intervalo de 40,5 m a 121,5 m aportó casi el 7 % de la variación del proceso, la que no sería explicada por el modelo geoestadístico, y a la vez indicaría la zona de no correlación espacial entre puntos muestreados. Bajo estas condiciones, se recomienda una distancia de muestreo para incluir la variabilidad espacial en estudios de dinámica del N mineralizable en este suelo Andisol de de 40 m, al igual que para el S de este mismo suelo y el S del suelo inceptisol anteriormente analizados.

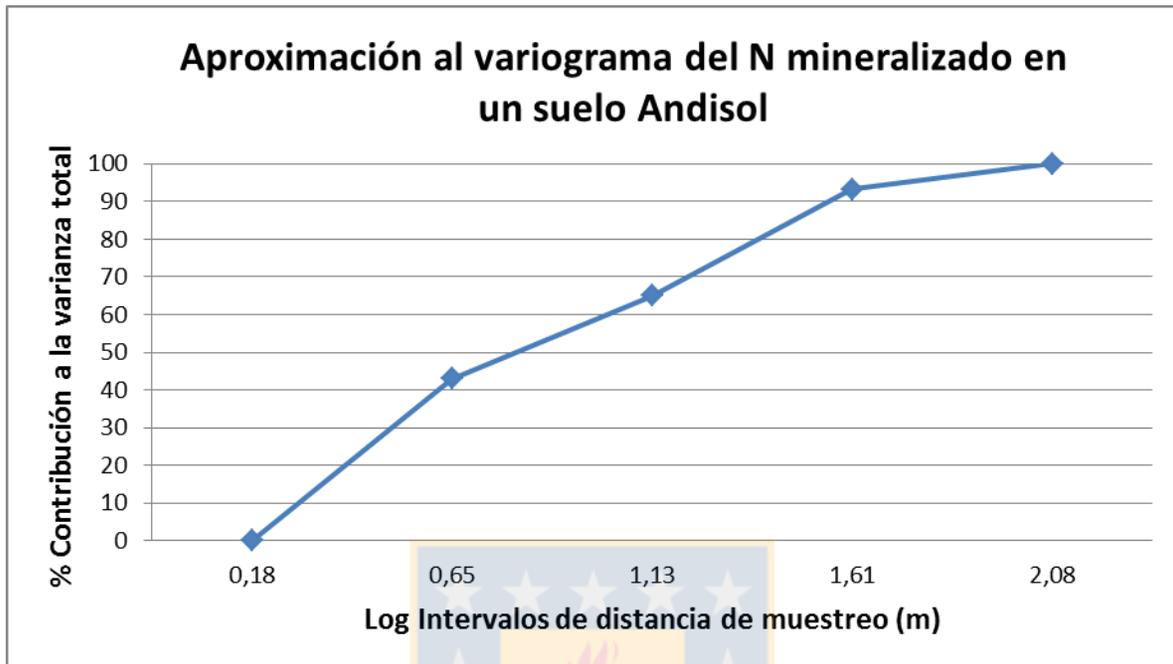


Figura 16. Componente de varianza del N mineralizado cuantificado en un suelo Andisol en temporada de primavera (Fuente: Elaboración propia).

Estos resultados son comparables a los obtenidos por Ortega y Mardonez (2005) quienes cuantificaron la dependencia espacial del N mineralizable de un suelo volcánico bajo manejo agrícola, correspondiente a las series Bulnes y Arrayán (Typic Distrandept) ubicado en la zona central de Chile (depresión intermedia), el cual poseía una extensión de 2 ha. Este estudio se llevó a cabo mediante incubaciones *in situ* del suelo por 40 días a una profundidad de 10 cm con la utilización de tubos de PVC. Las muestras de suelo fueron georreferenciadas (n=50) con una distancia entre puntos promedio de 84 m (con un rango de 9 m a 211 m), para las cuales se determinó la dependencia espacial mediante la utilización del índice de Moran en dos periodos de cuantificación. Este último, demostró un incremento de la varianza en el tiempo, demostrando claramente la presencia de dependencia espacial. Arrojando un límite de dependencia espacial para la mineralización de N entre 17 m y 46 m, dependiendo del periodo evaluado.

Este último rango muy similar al cuantificado en esta investigación. Además, el variograma definido por Ortega y Mardonez (2005) informó un efecto nugget alcanzando valores nulo (igual a cero) y muy bajo, también concordando por lo determinado en este estudio. Indicando la casi nula variación a distancias muy pequeñas, pero a la vez demostrando que las distancias de muestreo utilizadas alcanzaron una buena precisión para el estudio de esta propiedad.

Relación entre la dependencia espacial de S y N mineralizables del suelo Andisol

La dependencia espacial para la mineralización de N y S en el suelo Andisol definidas por el variograma experimental fue la misma distancia (40 m). Sin embargo, la varianza cuantificada de la mineralización de N para esta distancia (~93%, Tabla 8) fue mayor a la del S (~76%, Tabla 6) logrando incluir una mayor representación de la variabilidad del proceso para N. Pero, en general para ambos procesos, la dependencia espacial logró incluir una importante porción de su variabilidad en el espacio, permitiendo recomendar esta distancia para optimizar un futuro muestreo para este tipo de suelo. Logrando realizar interpolaciones entre puntos no muestreados con el mínimo sesgo posible que representarían un considerable porcentaje de la variabilidad espacial tanto para la mineralización de N como para la S en futuros análisis.

Por otra parte, el variograma definido para la mineralización de N no presentó el denominado efecto pepita, demostrando la no variabilidad espacial a cortas distancias (1,5 m), pudiendo solo cuantificar un componente de varianza por sobre los 4,5 m. Por el contrario, la mineralización de S presentó una elevada varianza cuantificada a cortas distancias (~56 %, Tabla 6). Estos resultados demuestran una mayor variabilidad de la mineralización de S por sobre la del N en el espacio en este suelo. Es sabido que el N y el S en el suelo poseen muchas similitudes en lo que respecta en sus procesos en el suelo (Aguilera *et al*, 2002). También, en el estudio de Kowaleko y Lowe (1975) quienes estudiaron la relación de la

mineralización del S con la del N, obteniendo un alto coeficiente de correlación de 0,76 para ambos. Concluyendo que son procesos similares, pero no necesariamente procesos paralelos, ya que la tasa de N mineralizado: S mineralizado decae consistentemente con el aumento de las cantidades mineralizadas de S. Por lo cual son procesos altamente relacionados, pero no iguales en sus dinámicas en el suelo provocando estas diferencias en su comportamiento espacial. También, otro componente que aporta a estas diferencias en sus dinámicas es la elevada diversidad en la composición de la MO, tanto en cantidad como calidad, influenciando fuertemente el tamaño de los reservorios orgánicos, las tasas de mineralización de N (Matus y Maire, 2000) y probablemente las tasas de mineralización de S en el suelo. Maynard *et al.* (1983) quien estudio la mineralización de S y N en tres suelos bajo incubación abierta, encontró diferencias en las tasas de $N-NO_3^- : S-SO_4^{-2}$ mineralizado y la tasa de N:S orgánicos en estos suelos. Sugiriendo que sus formas inorgánicas mineralizadas y sus formas orgánicas no están asociadas con o en parte a las mismas moléculas orgánicas, evidenciando sus diferencias en lo que respecta a sus dinámicas en el suelo.

Estas diferencias de variabilidad en el espacio podrían estar explicadas, por un lado, por la elevada complejidad de las dinámicas del S en el suelo, el que consta de una dualidad de mecanismos para su mineralización, la vía biológica y la bioquímica. Esta última podría ser un paso clave de este proceso en el suelo, ya que el quiebre inicial de las macromoléculas y polímeros que componen la MO es gobernado por la vía bioquímica, a través de enzimas extracelulares como celulasas, proteasas y peptidasas, involucrando la acción comúnmente de sulfatasas. Después de este proceso, tomaría lugar la mineralización por la vía biológica a través de los microorganismos, al encontrarse estas moléculas de MO de menor tamaño en sus formas de ester-sulfato y así quedando disponibles para poder ser transportadas a través de sus membranas celulares y ser metabolizadas. Aun así, es difícil hacer una clara separación entre estas dos vías

de mineralización por esta necesaria despolimerización primaria de macromoléculas orgánicas actuando los dos procesos en cadena (Ghani *et al.*, 1992).

Implicancias futuras

Estudios que aborden la problemática del S en suelos chilenos es crucial, porque principalmente en el sur de Chile este elemento es deficitario, y existe un bajo nivel de investigación en suelos Andisoles (Aguilera *et al.*, 2002; Alfaro *et al.*, 2006). Los resultados de esta investigación aportan al conocimiento del comportamiento espacial de la mineralización de S permitiendo avanzar con la generación de mapas que describan la capacidad de suministro de S.

El S en estos últimos años ha cobrado relevancia por sus deficiencias a nivel mundial, y a la vez muy importante es el papel que desempeña en el aporte a la calidad del cultivo tanto del punto de vista del rendimiento, como el mejoramiento de su calidad nutricional. Este último punto podría generar un fuerte impacto en términos de seguridad alimentaria para nuestro país, como a la vez brindar un valor agregado a las tendencias del mercado que busca cada vez ofrecer una alimentación más nutritiva y saludable a los consumidores logrando posicionarnos mundialmente como un exportador de grano de calidad y potenciar el movimiento de convertir a Chile en potencia agroalimentaria. Hechos que potencializarían el área agropecuaria, ayudando tanto a grandes industrias del agro nacionales, como a pequeños agricultores del punto de vista social y económico al brindarles mayor participación en la economía del país. Todos estos objetivos pueden ser alcanzados mediante un mejor conocimiento y comprensión de los procesos de los nutrientes en la producción de cultivo, que generen estrategias más eficientes en los planes de fertilización nacionales, maximizando la producción y la calidad, y asegurando la seguridad alimentaria para el mercado de Chile y el mundo.

CONCLUSIONES

- El proceso de mineralización de S y N mostró ser variable en el espacio, demostrado por los amplios rangos de los valores cuantificados a través de incubación de suelo y altos valores de desviación estándar.
- La dependencia espacial de la mineralización del S en los suelos Inceptisol y Andisol estudiados fueron coincidentes, y correspondió a un intervalo de 40 m. De igual manera, la dependencia espacial de la mineralización del N cuantificada sólo en el suelo Andisol mostró ser 40 m. Esto indicaría que un muestreo espacial que pretenda autocorrelacionar espacialmente el suministro de S y N debería considerar un espaciamiento entre muestras de 40 m.
- La dependencia espacial cuantificada para la mineralización de S y N en el suelo Andisol fue la misma, pero demostró tener una mayor variabilidad espacial el S mineralizable por sobre el N mineralizable de este suelo.

LITERATURA CITADA

Aguilera, M., Borie, G., Peirano, P., Galindo, G. 1997. Organic matter in volcanic soils in Chile: Chemical and biochemical characterization. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28:899-912.

Aguilera, M., Mora, M.L., Borie, G., Periano, P., Zunino, H. 2002. Balance and distribution of sulphur in volcanic ash-derived soils in Chile. *Soil Biology & Biochemistry.* 43:1355-1361.

Alfaro, M. 1999. Fertilización azufrada en praderas de la X Región. *Tierra Adentro.* 26:38-40.

Alfaro, M., Bernier, R. Iraira, S. 2006. Efecto de Fuentes de Azufre Sobre el Rendimiento y Calidad de Trigo y Pradera en Dos Andisoles. Agricultura Técnica [online]. 66:283-294.

Antilén, M., Briceño, M. Förster, J.E., Galindo, G., Escudey, M. 2005. Use of sewage sludge to recover the organic carbon content of burnt volcanic soil. WASTEENG 2005 Conference, Mayo 17-19, 2005, Albi ,Francia.

Arshad J., Yong-Sun, M. y Malik, Z. 2010. Sulphur-a general overview and interaction with nitrogen. Australian Journal of Crop Science. 4(7):523-529.

Benton,J. 2002. Agronomic handbook management of crops, soils, and their fertility. CRC Press. 450 p.

Bernier, R. 2002. Análisis de suelo: Metodología e interpretación. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro de Investigación Remehue, Serie de actas N°16. 19-32 p.

Blasco, L.M. 1972. Contenido y metabolism del azufre en suelos volcánicos de Centroamérica. II Panel sobre Suelos Volcánicos de América. IICA. Serie Informes y Conferencias, Cursos y Resúmenes N° 82, 107-123 p.

Bloem, E., Haneklaus, S., Sparovek, G.,Schnug, E. 1999. Spatial and temporal variability of sulphate concentration in soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis. 32(9-10):1391-1403.

Cartes, P., Jara, A., Demanet R., Mora, M. 2009. Urease activity and nitrogen mineralization kinetics as affected by temperature and urea input rate in southern Chilean Andisols. *Journal Soil Science and Plant Nutrition*. 9(1):69-82.

Churka, S., Lehmann, L., Solomon, D., Fávero, E., Ferracciú, L. 2013. Sulfur forms in organic substrates affecting S mineralization in soil. *Geoderma*. 200-201:156-164.

Divito, G. A., Sadras, V. O. 2014. How do phosphorus, potassium and sulphur affect plant growth and biological nitrogen fixation in crop and pasture legumes? A meta-analysis. *Field Crops Research*. 156:161-171.

Eriksen, J. 2009. Soil sulfur cycling in temperate agricultural system. In: Donald L. Sparks, Editor(s) *Advances in Agronomy*, Academic Press, USA, 102:55-89.

FAO^a (Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) (2002). *The State of Food Insecurity in the World 2001*. Roma, Italia. 36 p.

FAO^b (Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2002. *Agricultura mundial: hacia los años 2015/2030, informe resumido*. 97 p.

FAO^c (Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) (2002). *Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra*. Roma, Italia. 61 p.

Fernández, L., Rojas, N., Roldán, T., Ramírez, M., Uribe, R., Reyes, R., Flores, D., Arce, J. 2006. *Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados*. México, D.F. 179 p.

Fletcher, C., Arshad, M., Izaurrealde, R., McGill, W. 2004. Spatial variability of nutrient requirements in fields of the south peace river región, Alberta. *Communications in soil science and plant analysis*. 35:903-919.

Flores, L. A. 2005. Variabilidad espacial del rendimiento de uva y calidad del mosto en cuarteles de vid cv. Cabernet Sauvignon y Chardonnay en respuesta a la variabilidad de algunas propiedades del suelo. *Agricultura Técnica [online]*. 65:210-220.

Ghani, A., McLaren, R.G., Swift, R.S. 1991. Sulphur mineralisation in one New Zealand soils. *Biol Fertil Soils*. 11:68-74.

Granat, L., Rodhe, H. 1976. The global sulphur cycle. Nitrogen, Phosphorous and Sulphur – Global Cycles, Svensson, B.H. and Söderlund, R editorial. *Scope report 7. Ecological Bulletins (Stockholm)*. 22:89-134 p.

Greweling, T., Peach, M. 1960. *Chemical soil tests*. Cornell Agric. Exp. Sta. Bull. 960, New York. 304 p.

Grossman, A., Takahashi, H. 2001. Macronutrient utilization by photosynthetic eukaryotes and the fabric of interactions. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol*. 52:163–210.

Hneklaus, S., Bloem, E., Schnug, E. 1999. Precision agriculture: New production technologies for an old crop. In *Proceeding of 10th International Rapeseed Congress*. Sept 26-29, 1999, Canberra, Australia.

Hofman, G., Cleemput, O.V. 2004. *Soil and plant nitrogen*. International Fertilizer Industry Association, Paris, Francia. 48 p.

Hue, N.V., Fox, R.L., Wolt, J.D. 1990. Sulfur status of volcanic ash-derived soils in Hawaii. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 21(3-4):299-310.

Järvan M, Edesi L, Adamson A, Lukme L., Akk A. 2008. The effect of sulphur fertilization on yield, quality of protein and baking properties of winter wheat. *Agronomy Research*. 6(2):459-469.

Jezierny D., Mosenthin R., Bauer, E. 2010. The use of grain legumes as a protein source in pig nutrition: A review. *Animal feed science and technology*. 157:111-128.

Karyotis, T., Mitsimponas, T., Tziouvalekas, M., Noulas, C. 2006. Net nitrogen and sulfur mineralization in mountainous soils amended with indigenous plant residues. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 37:15-20.

Lark, R. M. 2005. Exploring scale-dependent correlation of soil properties by nested sampling. *European Journal of Soil Science*. 56:307-317.

Lark., R. M., Bishop, T. F. 2007. Cokriging particle size fractions of the soil. *European Journal of Soil Science*. 58:763-774.

Lark, R. M., Corstanje, R. 2009. Non-homogeneity of variance components from spatially nested sampling of the soil. *European Journal of Soil Science*. 60:443-452.

Maruyama-Nakashita, A., Inoue, E., Watanabe-Takahashi, A., Yamaya, T., Takahashi, H. 2003. Transcriptome Profiling of Sulfur-Responsive Genes in

Arabidopsis Reveals Global Effects of Sulfur Nutrition on Multiple Metabolic Pathways. *Plant Physiol.* 132:597-605.

Matus, F., Maire, C. 2000. Relación entre la materia orgánica del suelo, textura del suelo y tasas de mineralizado de carbono y nitrógeno. *Agricultura Técnica* [online]. 60(2):112-126.

Maynard, D.G., Stewart, J. W. B., Bettany, R. 1985. The effects of plants on soil sulfur transformations. *Soil Biol. Biochem.* 17(2):127-134.

Mejías, J.H., Alfaro, M., Harsh, J. 2013. Approaching environmental phosphorus limits on a volcanic soil of southern Chile. *Geoderma.* 207-208:49-57.

Messick, D. L., Fan, M. X., Brey, C. 2005. Global sulfur requirement and sulfur fertilizers. Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Proceeding of the 1st Sino-German Workshop on Aspects of Sulfur Nutrition of Plant 23-24 May 2004 in Shenyang, China, 97-104.

Ortega, R., Mardonez, R. 2005. Variabilidad especial de la mineralización de nitrógeno en un suelo volcánico de la provincial de Ñuble, VIII Región, Chile. *Agricultura Técnica.* 65(2):221-231.

Pigna, M., Jara, A., Mora, M., Violante, A. 2007. Effect of pH, phosphate and/or malate on sulfate sorption on Andisols. *R.C. Suelo Nutr. Veg.* 7(1):62-73.

Robarge, W.P., Edwards, A., Johnson, B. 1983. Water and waste water analysis for nitrate via nitration of salicylic acid. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 14:1207-1215.

Robertson, G. P., Vitousek, P. M. 1981. Nitrification potentials in primary and secondary succession. *Ecology*. 62(2):376-386.

Sadzawka, A., Porte, L. 1985. Aluminio activo y hierro en suelos volcánicos. *Agricultura técnica*. 45(4):329-334.

Schnug, E., Haneklaus, S. 2005. The role of sulfur in sustainable agriculture. Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Proceeding of the 1st Sino-German Workshop on Aspects of Sulfur Nutrition of Plant 23-24 May 2004 in Shenyang, China, 131-135.

Solomon, D., Lehmann, J., Martinez, E. 2003. Sulfur K-edge XANES spectroscopy as a tool for understanding sulphur dynamics in soil organic matter. *Soil Science Society of America*. 67:1721-1731.

Stevenson, F., Cole, M. 1999. *Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. 2nd Edition, John Wiley, Hoboken, N.J. 448p.

Svensson, B., Söderlund, R. 1976. Nitrogen, phosphorus and sulfur – Global Cycles. SCOPE report 7. *Ecol. Bull.* 22:23-73.

Swinnen, J., Van Herck, K. 2011. Food security and the transition region. FAO investment center, working paper. London, FAO. 51p.

Tanikawa, T., Yamashita, N., Aizawa, S., Ohnuki, Y., Yoshinaga, S., Takahashi, M. 2013. Soil sulfur content and its spatial distribution in a small catchment covering by volcanic soil in the montane zone of central Japan. *Geoderma*. 197-198:1-8.

Tanikawa, T., Noguchi, K., Nakanishi, K., Shigenaga, H., Nakagura, J., Sakai, H., Akama, A., Takahashi, M. 2014. Sequential transformation rates of soil organic sulfur fractions in two-step mineralization process. *Biol. Fertil. Soil* 50:225-337.

Valarini, P., Curaqueo, G., Seguel A., Manzano K., Rubio, R., Cornejo, P., Borie, F. 2009. Effect of compost application on some properties of a volcanic soil from central South Chile. *Chilean Journal of Agricultural Research*. 69(3):416-425.

Webster, R., Oliver, M. 1990. *Statistical methods in soil and land resource survey*. Oxford, University Press. 307 p.

Webster, R. 2000. Is soil variation random?. *Geoderma*. 97:149-163.

Webster, R., Oliver, M. 2007. *Geostatistics for environmental scientists*. 2nd Edición, Jhon Wiley & Sons, Ltd. 309p.

Webster, R., Lark, M. 2013. Field sampling for environmental science and management. *Precision Agric*. 14:133-134.

Wirtz, M. y Droux, M. 2005. Review, Synthesis of the sulfur amino acids: cysteine and methionine. *Photosynthesis Research*. 86:345-362.

Zhao, F.J., Lehmann, J., Solomon, D., Fox, M.A., McGrath, S.P. 2006. Sulphur speciation and turnover in soils: evidence from Sulphur K-edge XANES spectroscopy and isotope dilution studies. *Soil Biology & Biochemistry*. 38:1000-1007.

Zagal E., Longeri, L., Vidal, I., Hoffman, G., Gonzáles, R. 2003. Influencia de la adición de nitrógeno y fósforo sobre la descomposición de paja de trigo en un suelo derivado de cenizas volcánicas. *Agricultura técnica*. 63(4):403-415.

Zagal E., Córdova, C. 2005. Indicadores de calidad de la materia orgánica del suelo en un Andisol cultivado. *Agricultura Técnica [online]*. 65(1):186-197.

